

DÉPARTEMENT DE GÉOMATIQUE APPLIQUÉE
Faculté des lettres et sciences humaines
Université de Sherbrooke

**Modélisation de la régénération de
l'épinette noire suite au passage d'un feu
en forêt boréale fermée**

MAUDE PERRAULT-HÉBERT
Candidate à la maîtrise en sciences géographiques
Cheminement de type recherche en environnements géographiques

Sous la direction de
Richard Fournier (Université de Sherbrooke)
Yan Boucher (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs)
François Girard (Université de Montréal)

Collaboration
Frank Grenon (Centre d'enseignement et de recherche en foresterie, CERFO)

Sherbrooke
2016-08-16

Résumé

Face à l'augmentation observée des accidents de régénération en forêt boréale et leur impact sur la productivité et la résilience des peuplements denses d'épinette noire, une meilleure compréhension des mécanismes de résilience et une surveillance des risques d'accident de régénération sont nécessaires. L'objectif principal de cette étude visait donc le développement de modèles prédictifs et spatialement explicites de la régénération de l'épinette noire. Plus particulièrement, deux modèles ont été développés soit (1) un modèle théorique, développé à l'aide de données *in situ* et de données spatiales et (2) un modèle cartographique, utilisant uniquement des données spatiales accessibles telles que les inventaires forestiers provinciaux et l'indice spectral de sévérité des feux « *differenced Normalized Burn Ratio* » (dNBR). Les résultats obtenus ont permis de constater que la succession rapprochée (< 55 ans) d'une coupe et d'un feu n'entraîne pas automatiquement une ouverture des peuplements d'épinette noire. Tout d'abord, les peuplements affectés par la coupe de récupération de brûlis (1963), immatures lors du feu de 2005, sont caractérisés par une faible régénération. En contrepartie, la régénération à la suite du feu de 2005, observée dans les peuplements coupés entre 1948 et 1967, est similaire à celle observée dans les peuplements non perturbés dans les 60 années précédant le feu. Le modèle théorique sélectionné à l'aide des critères d'information d'Akaike a, quant à lui, permis d'identifier trois variables déterminantes dans le succès ou l'échec de la régénération de l'épinette noire soit (1) la végétation potentielle, (2) le pourcentage de recouvrement du sol par les sphaignes et (3) la sévérité du feu évaluée à l'aide du dNBR. Des validations bootstrap et croisée ont permis de mettre en évidence qu'un modèle utilisant ces trois variables explique 59 % de la variabilité de la régénération observée dans le territoire d'étude. Quant à lui, le modèle cartographique qui utilise uniquement les variables végétation potentielle et dNBR explique 32 % de la variabilité. Finalement ce modèle a permis la création d'une carte de risque d'accident de régénération. Basée sur la précision du modèle, cette carte offre un potentiel intéressant afin de cibler les secteurs les plus à risque et ainsi appuyer les décisions relatives aux reboisements dans les zones incendiées.

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier mes trois directeurs Richard Fournier, Yan Boucher et François Girard de m'avoir offert autant de liberté et de latitude tout au long de ma maîtrise. Ce fut un immense plaisir de travailler, discuter et débattre avec chacun d'entre vous. Je voudrais remercier particulièrement mon directeur principal, Richard Fournier, d'avoir cru en mon potentiel dès le début de mon baccalauréat et de m'avoir offert de nombreuses et belles opportunités qui m'ont permis de découvrir le monde de la recherche et de m'y faire une place. Tout le temps consacré à la recherche de partenaires et le financement offert afin de me proposer une maîtrise et de la mener à terme a été extrêmement appréciés. Je tiens aussi à remercier Yan Boucher de m'avoir transmis sa passion pour l'écologie forestière, d'avoir été critique envers mon travail afin de me pousser toujours plus loin dans mes réflexions ainsi que d'avoir appuyé financièrement la campagne terrain. Finalement, je tiens à remercier François Girard d'avoir cru en notre projet au point de devenir un membre actif de l'équipe. Sa participation, son savoir et son expérience ont été des atouts majeurs à la réalisation de ce projet de recherche.

Je veux également remercier Frank Grenon, Donald Blouin et Mathieu Varin membres du CERFO pour leur participation ainsi que le CERFO pour l'appui financier qui m'a permis d'obtenir une bourse en milieu pratique. Sans cet appui financier ainsi que celui du Fonds québécois de la recherche sur la nature et les technologies (FQRNT) et le Conseil de recherches en sciences naturelles et génie du Canada (CRSNG) cette maîtrise n'aurait jamais été possible.

Finalement, j'aimerais aussi remercier mon assistant de terrain Guillaume Plante, futur ingénieur forestier, pour son dynamisme, sa motivation et son savoir-faire qui ont permis de mener à bien la campagne terrain. Aussi, un très gros merci à Isabelle Auger et Nelson Thiffault de la direction de la recherche forestière ainsi qu'à Jonathan Boucher et Serge Payette pour leurs conseils et appuis.

Table des matières

1	Introduction	1
2	Cadre théorique.....	3
2.1	Les inventaires forestiers	4
2.2	Cartographie de la sévérité des feux	4
3	Objectifs	7
4	Territoire d'étude	8
5	Méthodologie.....	10
5.1	Acquisition et prétraitement des données	10
5.1.1	Sélection des sites d'échantillonnage	12
5.1.2	Campagne terrain	12
5.1.3	Inventaires écoforestiers et photographies aériennes	14
5.1.4	Images satellitaires	16
5.2	Développement des modèles prédictifs	17
5.2.1	Mise en place des modèles candidats	17
5.2.2	Sélection des modèles prédictifs	18
5.2.3	Validation des modèles	19
6	Résultats	21
6.1	Mise en place des modèles candidats	22
6.2	Le modèle théorique	28
6.3	Le modèle cartographique	32
7	Discussion	38
7.1	Historique des perturbations	38
7.2	Les modèles prédictifs	40
8	Conclusion.....	43
9	Références	45
Annexe 1 : Métadonnées des photographies aériennes utilisées		50
Annexe 2 : Exemple de photographies aériennes de 1959 et 1969		51
Annexe 3 : Résultats de tests de Nemeny		52
Annexe 4 : Résultats des validations croisées		54
Annexe 5 : Sère physiographique		56

Liste des figures

Figure 1 : Schéma des perturbations des peuplements provoquant le passage d'une pessière à mousses fermée vers une pessière à lichens ouverte en forêt boréale continue. Tiré De Girard <i>et al.</i> (2009).	2
Figure 2 : Localisation (a) dans la province de Québec (Canada) et (b) dans la réserve faunique Ashuapmushuan du feu de 2005 sélectionné comme territoire d'étude ainsi que (c) la localisation des 42 placettes d'échantillonnage.	9
Figure 3 : Organigramme des étapes méthodologiques réalisées pour développer les modèles prédictifs de la régénération de l'épinette noire à la suite d'un feu.	10
Figure 4 : Disposition des placettes et microplacettes d'échantillonnage lors de la campagne terrain.....	13
Figure 5 : Distribution de la régénération de l'épinette noire à la suite du feu de 2005 en fonction de l'origine des peuplements brûlés. Lettres A-B: Test de comparaison non paramétrique des distributions statistiques (Nemenyi).....	22
Figure 6 : Distribution de la régénération de l'épinette noire en 2014 à la suite du feu de 2005 en fonction du <i>Stade de développement</i> des peuplements. Lettres A-B : Test de comparaison non paramétrique des distributions statistiques (Nemenyi).	23
Figure 7 : Distribution de la régénération de l'épinette noire en 2014 à la suite du feu de 2005 en fonction de la <i>Végétation potentielle</i> . Lettres A-B : Test de comparaison non paramétrique des distributions statistiques (Nemenyi).....	23
Figure 8 : Distribution de la régénération de l'épinette noire en 2014 à la suite du feu de 2005 en fonction de la <i>Sévérité à la cime</i> des arbres. Lettres A-B : Test de comparaison non paramétrique des distributions statistiques (Nemenyi).....	24
Figure 9 : Ligne noire : Régénération observée en fonction de la régénération prédite par le modèle 23b (<i>Végétation potentielle</i> , <i>Sphaignes</i> et <i>dNBR (EI)</i>) selon la validation croisée « <i>k-fold</i> ». Ligne pointillé : Pente = 1 et ordonnée à l'origine = [0:0].....	32
Figure 10 : Ligne noire : Régénération observée en fonction de la régénération prédite par le modèle 5b et 5a (<i>Végétation potentielle</i> et <i>dNBR (EI)</i>) selon la validation croisée « <i>k-fold</i> ». Ligne pointillé : Pente = 1 et ordonnée à l'origine = [0:0].....	34

Figure 11 : Exemple d'application du modèle cartographique de la régénération de l'épinette noire en fonction de la <i>Végétation potentielle</i> et de la sévérité du feu selon le <i>dNBR (EI)</i> (modèle 5a).....	36
Figure 12 : Exemple d'application de cartographie du risque d'accident de régénération (< 1 000 tiges/ha) selon la précision des valeurs prédites de régénération du modèle 5a (<i>Végétation potentielle</i> et <i>dNBR (EI)</i>).	37
Figure 13 : Photographies aériennes de 1959 représentant des coupes pratiquées à cette époque. La cible rouge indique la position d'une placette d'échantillonnage. A : 49°24'39.48", -74°06'43.82". B : 49°27'01.80", -74°03'01.05".	51
Figure 14 : Photographies aériennes de 1969 illustrant la coupe de récupération de brûlis effectué en 1963. La cible rouge indique la position d'une placette d'échantillonnage. A : 49°24'45.35", -74°01'46.54". B : 49°24'44.59", -74°01'11.38".	51
Figure 15 : Distribution de la régénération de l'épinette noire en 2014 à la suite du feu de 2005 en fonction des <i>Classes de densité</i> . Lettre A-B : Test de comparaison non paramétrique des distributions statistiques (Nemenyi).....	52
Figure 16 : Distribution de la régénération de l'épinette noire en 2014 à la suite du feu de 2005 en fonction du <i>Dépôt de surface</i> des peuplements. Lettre A : Test de comparaison non paramétrique des distributions statistiques (Nemenyi).....	52
Figure 17 : Distribution de la régénération de l'épinette noire en 2014 à la suite du feu de 2005 en fonction du type de <i>Drainage</i> des peuplements. Lettre A : Test de comparaison non paramétrique des distributions statistiques (Nemenyi).....	53
Figure 18 : Distribution de la régénération de l'épinette noire en 2014 à la suite du feu de 2005 en fonction de l' <i>Orientation des pentes</i> . Lettre A : Test de comparaison non paramétrique des distributions statistiques (Nemenyi).....	53
Figure 19 : Ligne noire : Régénération observée en fonction de la régénération prédite par validation croisée du modèle 19a (<i>Végétation potentielle</i> , <i>Cime</i> et <i>Sphaigne</i>), 24c (<i>Végétation potentielle</i> , <i>Âge moyen</i> et <i>MOR</i>), 23a (<i>Végétation potentielle</i> , <i>Sphaignes</i> et <i>dNBR</i>) et 22a (<i>Végétation potentielle</i> , <i>Sphaignes</i> et <i>Âge moyen</i>). Ligne pointillé : Pente = 1 et ordonnée à l'origine = [0:0].	55
Figure 20 : Sère physiographique de la région écologique du Coteau de la rivière Nestaocano. Tiré de Blouin et Berger (2004).	56

Liste des tableaux

Tableau 1 : Les variables acquises à l'endroit des placettes d'échantillonnage et ayant le potentiel d'expliquer les accidents de régénération de l'épinette noire suite au passage d'un feu.	11
Tableau 2 : Matrice de confusion entre l' <i>Âge moyen</i> ajusté (1990) et les classes d'âge identifiées dans le 3 ^e inventaire forestier au moment de la photo-interprétation du territoire en 1990.	15
Tableau 3 : Classes de densité des peuplements des inventaires forestiers du MFFP au sein de l'aire d'étude et leur abondance relative au sein des placettes d'échantillonnage.....	15
Tableau 4 : Forme mathématique des modèles candidats retenus pour le développement des modèles prédictifs théorique et cartographique de la régénération de l'épinette noire..	18
Tableau 5 : Distribution de la densité de la régénération de l'épinette noire observée dans les 42 placettes échantillonnées.	21
Tableau 6 : Coefficients de corrélation des régressions simples, linéaires et exponentielles, entre les variables explicatives continues et la régénération de l'épinette noire.	25
Tableau 7 : Variables explicatives potentielles significatives retenues pour la mise en place des modèles candidats de la régénération de l'épinette noire à la suite d'un feu.....	25
Tableau 8 : Coefficients de corrélation des régressions linéaires entre les variables explicatives significatives retenues pour la mise en place des modèles candidats théoriques.	26
Tableau 9 : Coefficients de corrélation des régressions linéaires entre les variables explicatives significatives retenues pour la mise en place des modèles candidats cartographiques.....	26
Tableau 10 : Modèles candidats mis en place pour le développement du modèle prédictif théorique de la régénération de l'épinette noire à la suite d'un feu. Les numéros 1 à 28 suivit de la lettre a (modèle linéaire), b, c ou d (modèle non-linéaire mixte) désignent les numéros des différents modèles.	27
Tableau 11 : Modèles candidats mis en place pour le développement du modèle prédictif cartographique. Les numéros 1 à 7 suivit de la lettre a (modèle linéaire) ou b (modèle non-linéaire mixte) désignent les numéros des différents modèles.	28

Tableau 12 : Les 11 modèles théoriques les plus parcimonieux en compétition selon les critères d'information d'Akaike.	29
Tableau 13 : Moyenne et intervalle de confiance des paramètres estimés dans les 11 modèles théoriques en compétition selon la validation bootstrap.	31
Tableau 14 : Biais et précision de la régénération prédite du modèle 23b (<i>Végétation potentielle</i> , <i>Sphaignes</i> et <i>dNBR (EI)</i>) selon la validation croisée de type « <i>k-fold</i> ».	31
Tableau 15 : Les trois modèles cartographiques les plus parcimonieux en compétition selon les critères d'information d'Akaike.	33
Tableau 16 : Moyenne et intervalle de confiance des paramètres estimés dans les trois modèles cartographiques en compétition selon la validation bootstrap.	33
Tableau 17 : Biais et précision de la régénération prédite du modèle 5b (<i>Végétation potentielle</i> et <i>dNBR (EI)</i>) selon la validation croisée de type « <i>k-fold</i> ».	34
Tableau 18 : Biais et précision de la régénération prédite du modèle 5a (<i>Végétation potentielle</i> et <i>dNBR (EI)</i>) selon la validation croisée de type « <i>k-fold</i> ».	34
Tableau 19 : Intervalle du pourcentage de risque d'accident de régénération en fonction de la précision et de la régénération prédite.	35
Tableau 20 : Métadonnées des photographies aériennes de 1948 à 1970 utilisées pour la photo-interprétation de l'historique des perturbations.	50
Tableau 21 : Biais et précision globale et selon la régénération prédite de la validation croisée du modèle 19a (<i>Végétation potentielle</i> , <i>Âge moyen</i> et <i>MOR</i>).	54
Tableau 22 : Biais et précision globale et selon la régénération prédite de la validation croisée du modèle 24c (<i>Végétation potentielle</i> , <i>Sphaignes</i> et <i>dNBR (EI)</i>).	54
Tableau 23 : Biais et précision globale et selon la régénération prédite de la validation croisée du modèle 23a (<i>Végétation potentielle</i> , <i>Sphaignes</i> et <i>Âge moyen</i>).	54
Tableau 24 : Biais et précision globaux et selon la régénération prédite de la validation croisée du modèle 22a (<i>Végétation potentielle</i> , <i>Sphaignes</i> et <i>Âge moyen</i>).	54

1 Introduction

La forêt boréale continue québécoise, située entre le 48° et 52° degré de latitude nord, couvre plus de 570 000 km². Elle est divisée en deux sous-zones de végétation soit, au nord, la sapinière à bouleau blanc et au sud, la pessière à mousse (Pothier 2001). Dans ce vaste territoire, le feu est le principal agent naturel structurant l'âge, la composition et la distribution spatiale des paysages forestiers (Bergeron 2000). Les effets du feu sur les caractéristiques des peuplements varient selon l'intervalle de retour entre chaque feu, leur taille et leur sévérité (Vaillancourt *et al.* 2008). Considérés comme des « catastrophes » pour l'industrie forestière, les feux font partie intégrante du cycle de régénération en forêt boréale. D'ailleurs, les espèces qui la composent comme l'épinette noire (*Picea mariana* Mill. B.S.P.) et le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) y sont adaptés. Plus particulièrement, ces deux espèces possèdent respectivement des cônes semi-sérotineux et sérotineux qui au passage d'un feu, s'ouvrent sous l'action de la chaleur. Les graines qu'ils contiennent sont alors libérées et peuvent ainsi assurer la régénération naturelle des peuplements (Cayford *and* MacRae 1983).

Depuis le début du 20^e siècle, les coupes forestières se sont cependant ajoutées aux feux. Cela a eu pour impact de modifier le régime de perturbation et d'entraîner une augmentation de la proportion de jeunes peuplements en forêt boréale méridionale (Cyr *et al.* 2009; Boucher *et al.* 2014; Boucher *et al.* 2016 (soumis)). Cette augmentation de jeunes peuplements, combinée à l'accroissement de la fréquence des feux dans les prochaines années (Bergeron *et al.* 2010), est susceptible d'accentuer l'occurrence de feu dans les peuplements récemment perturbés. Ces perturbations successives qui surviennent dans un délai trop court pour permettre à l'épinette noire d'atteindre sa maturité sexuelle nuisent à sa régénération naturelle. Selon Viglas *et al.* (2013) la régénération de l'épinette noire serait limitée par la faible disponibilité de semences jusqu'à 50 ans. En plus de l'âge du peuplement, une épidémie d'insecte peut aussi avoir des répercussions importantes sur la qualité de la banque de semences et contribuer à l'échec de la régénération suite au passage du feu (Payette *and* Delwaide 2003, Côté *et al.* 2013). Les pessières à mousses denses affectées s'ouvrent et se transforment alors en peuplement clairsemé appelé pessière à lichens (Girard *et al.* 2009; Côté *et al.* 2013) soit des peuplements d'épinette noire dont le recouvrement du couvert forestier est inférieur à 40 %. Ces accidents de régénération (*figure 1*) se traduisent par des pertes de productivité qui pourraient, à long terme, avoir des

conséquences importantes sur les approvisionnements en matière ligneuse. D'ailleurs, une étude réalisée dans la forêt boréale du Saguenay-Lac-Saint-Jean mentionne que la superficie totale occupée par les pessières à lichens serait passée, en moyenne, de 13 à 21 % au cours des 50 dernières années (Girard *et al.* 2008).

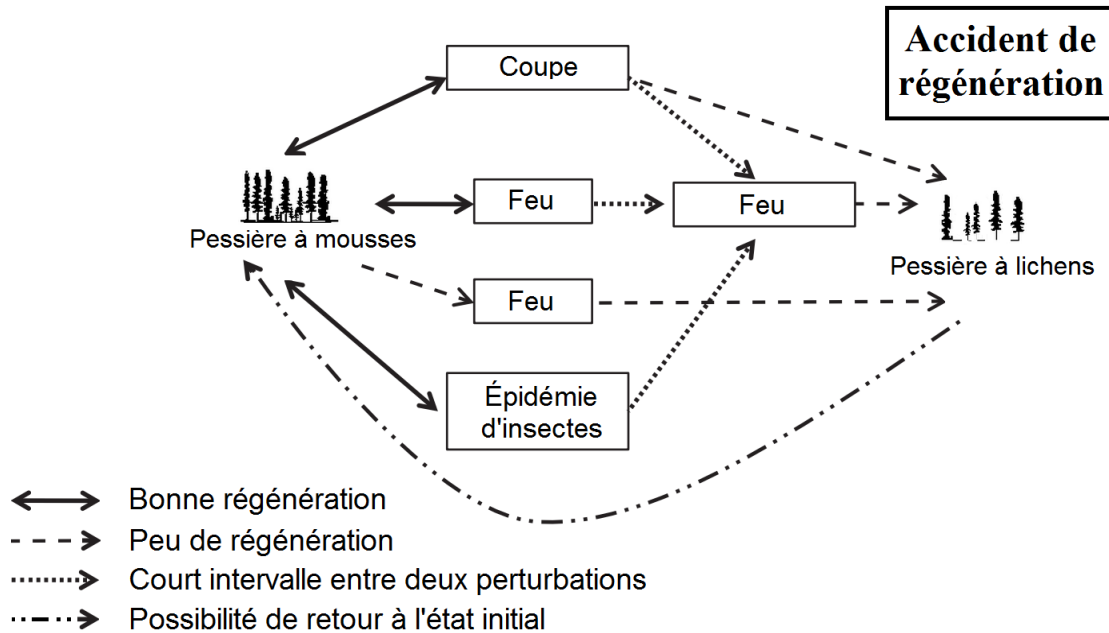


Figure 1 : Schéma des perturbations des peuplements provoquant le passage d'une pessière à mousses fermée vers une pessière à lichens ouverte en forêt boréale continue. Tiré De Girard *et al.* (2009).

Face à l'augmentation récente des accidents de régénération et leurs impacts sur la productivité et la résilience des peuplements denses d'épinettes noires, il importe de mieux comprendre les mécanismes impliqués dans la régénération de ces forêts. Une meilleure compréhension de ces mécanismes permettrait entre autres, la mise en place d'un outil d'analyse spatiale localisant les zones à risque et pouvant ainsi appuyer les décisions de reboisement après le passage d'un feu. La disponibilité grandissante d'images satellitaires et un grand choix de couches d'information spatiale décrivant les peuplements forestiers ainsi que leurs caractéristiques physiques offrent donc un potentiel intéressant pour évaluer la régénération sur de grands territoires.

2 Cadre théorique

Dans un contexte d'aménagement écosystémique, le maintien de la résilience des peuplements forestiers est un enjeu important. Selon Gauthier *et al.* (2008), deux caractéristiques clés favoriseraient cette résilience, soit la biodiversité et les legs biologiques. Tout d'abord, la biodiversité, autant spécifique que fonctionnelle, offre aux écosystèmes une meilleure flexibilité dans leurs capacités à faire face aux perturbations et donc à se rétablir par la suite. Quant à eux, les legs biologiques qui se manifestent à différentes échelles spatiales et temporelles correspondent aux caractéristiques héritées des peuplements perturbés comme les arbres et groupe d'arbres (îlots résiduels), les débris ligneux, les semences ainsi que la matière organique plus ou moins consumée par le feu. Ces legs biologiques intimement liés à la sévérité de la perturbation ont un effet important sur la trajectoire de succession. Par exemple, une forte sévérité de feu à la cime des arbres aura pour effet d'endommager la banque de semences aériennes contenues dans les cônes et ainsi diminuer le potentiel de régénération des peuplements d'épinette noire (Boiffin *and* Munson 2013). Une banque de semences de qualité n'est cependant pas suffisante pour qu'un peuplement se régénère adéquatement. Les semences ont aussi besoin d'un lit de germination propice à leur établissement. Lors de période chaude et sèche, une sévérité de feu qui laissera après son passage une épaisse couche de matière organique calcinée sera rapidement asséchée (Johnstone *and* Chapin 2006). Le manque d'eau contribuera alors à la mortalité des semis et à une diminution du potentiel de la régénération. En contrepartie, les sols minéraux, recouverts d'une mince couche de mousses ou de sphaigne seraient des lits de germination propices dus à l'apport en eau plus stable qu'ils procurent (Kemball *et al.* 2006; Veilleux-Nolin *and* Payette 2012; Boiffin *and* Munson 2013). En résumé, les différentes caractéristiques des peuplements d'origine, combinées à la sévérité du feu et aux conditions d'humidité des sols sont des facteurs déterminants dans le maintien de la capacité de résilience des peuplements d'épinette noire après le passage d'un feu.

Afin de mieux comprendre les mécanismes de résilience des peuplements forestiers boréale, l'utilisation de modèles statistiques est répandue (Johnstone *et al.* 2010; Boiffin *and* Munson 2013; Splawinski *et al.* 2014). Développés à l'échelle du site, ces modèles nécessitent cependant une prise de données *in situ* qui peut s'avérer coûteuse dans le cadre d'une application pratique. L'utilisation de données spatiales pour développer ces modèles comme les inventaires forestiers

décennaux réalisés par le ministère des Forêts, de la Faune, et des Parcs (MFFP) ainsi que des images satellitaires semblent offrir un potentiel intéressant pour cartographier les variables clés associées à la régénération de l'épinette noire (Létourneau *et al.* 2009). Notons par ailleurs que plusieurs études ont démontré le potentiel de la télédétection pour cartographier la sévérité du feu à l'aide de l'indice spectral « *differenced Normalized Burn Ratio* » (dNBR) (Key and Benson 2006; French *et al.* 2008; Boucher 2016).

2.1 Les inventaires forestiers

Les inventaires forestiers décennaux, mis en place par le MFFP, couvrent l'ensemble de la forêt boréale québécoise située au sud de la limite nordique des forêts attribuables. Actuellement, quatre inventaires forestiers décennaux sont actuellement disponibles soit le premier (1961 à 1978), le deuxième (1979 à 1990) sous format papier, le troisième (1990 à 1999) et le quatrième (2000 à 2014) sous format numérique. Ces inventaires ont été réalisés à partir de placettes d'inventaire terrestres et de photographies aériennes à l'échelle du 1 : 15 000 (Létourneau *et al.* 2009). Plus particulièrement, la photo-interprétation du territoire, appuyée par les inventaires terrain, permet de cartographier les caractéristiques des peuplements forestiers (par ex. : type de peuplement, densité, âge) ainsi que le milieu physique dans lequel ils se développent (par ex. : drainage, pente, dépôt de surface). En plus de ces informations, l'ensemble des perturbations naturelles (feux, épidémies d'insectes, chablis) ou anthropiques (coupes, éclaircies, plantations) survenues sur le territoire est photo-interprété. Notons aussi que depuis le 3^e inventaire forestier (1990') ces perturbations sont mises à jour annuellement. Soumis à des normes de cartographie strictes et à une aire minimale de photo-interprétation (Létourneau *et al.* 2009), ces inventaires forestiers offrent un portrait de l'état des peuplements forestiers, mais aussi de l'historique des perturbations depuis les années 60'. Malgré les erreurs associées à la photo-interprétation de ces inventaires, ceux-ci procurent des couches d'informations privilégiées pour cartographier les différents facteurs en cause dans le succès ou l'échec de la régénération de l'épinette noire.

2.2 Cartographie de la sévérité des feux

Depuis le début des années 1990, plusieurs méthodes de cartographie de la sévérité des feux ont été proposées et testées. Sur les 41 études répertoriées par French *et al.* (2008), 26 utilisent le dNBR. Développé par Lopez-Garcia et Caselles (1991) et popularisé par Key et Benson (2006),

le dNBR est une analyse de changements basée sur la différence (d) entre l'indice « *Normalized Burn Ratio* » (NBR) calculé avant et après feu (*équation 1*) (Key and Benson 2006; French *et al.* 2008). Le NBR (*équation 2*), calculé à l'aide d'image satellitaire Landsat, exploite la différence de réflectance observée entre la bande 4 dans le proche infrarouge (PIR) (0.76 à 0.90 μm) et la bande 7 dans le moyen infrarouge (MIR) (2.08 à 2.35 μm) à la suite d'un feu. Plus particulièrement, la mort de la végétation provoque une diminution importante de la réflectance dans le PIR. En contrepartie, la présence de combustible carbonisé et de sol exposé entraîne une augmentation de la réflectance captée par le MIR.

$$dNBR = NBR_{\text{AvantFeu}} - NBR_{\text{AprèsFeu}} \quad (1)$$

$$NBR = (PIR - MIR) / (PIR + MIR) \quad (2)$$

Afin de comparer les valeurs de NBR avant et après feu, une correction géométrique, radiométrique et atmosphérique des images Landsat est nécessaire. Malgré l'application de ces corrections, l'humidité, la phénologie et l'angle d'incidence local du soleil peuvent modifier la signature spectrale des peuplements. Afin de limiter ce biais, il est recommandé de calculer le dNBR à l'aide d'images prises à la même période de l'année. Key et Benson (2006) proposent deux méthodes pour calculer le dNBR, soit l'évaluation initiale (EI) et l'évaluation avancée (EA). L'EI est réalisée à l'aide d'une image prise directement après le passage du feu soit dans la même saison de croissance. Quant à elle, l'EA utilise une image après feu de la saison de croissance subséquente à l'année du feu. Selon les études recensées par French *et al.* (2008) ces deux méthodes de calcul présentent une corrélation similaire avec la sévérité du feu. Cependant, Key et Benson (2006) émettent l'hypothèse que l'EA serait la mieux adaptée pour analyser les conséquences écologiques à long terme de la sévérité du feu sur les écosystèmes. Cette hypothèse découle du fait que cette deuxième méthode laisse le temps au peuplement de récupérer après le passage du feu. Une récupération rapide des espèces de sous-bois donne, par exemple, une indication supplémentaire sur la sévérité au sol. De plus, l'utilisation de la méthode EA permet aussi d'identifier la mortalité retardée des arbres ou îlots résiduels faiblement brûlés.

Les résultats du dNBR varient habituellement entre -0,55 et 1,35. Des valeurs à l'extérieur de ces limites sont généralement associées à la présence de nuage ou d'anomalie dans l'image avant ou après feu. Les zones non brûlées correspondent aux valeurs inférieures à 0,10. Les valeurs

supérieures caractérisent les peuplements affectés par le feu. Key et Benson (2006) soulignent cependant que ces seuils peuvent varier selon la différence d'humidité et de phénologie entre les images sélectionnées pour l'analyse. Dans tous les cas, plus le dNBR est élevé, plus le feu a affecté le peuplement sévèrement.

Sur le terrain, la validation du dNBR est habituellement réalisée à l'aide du « *Composite Burn Index* » (CBI). Cette mesure *in situ* de la sévérité doit se faire au plus tard dans la saison de croissance suivant le feu. Au total, cinq strates sont observées : le sol, la végétation de moins d'un mètre de hauteur, les arbres et arbustes entre un et cinq mètres de hauteur, les arbres intermédiaires et finalement les arbres dominants. Le CBI est donc une évaluation de la sévérité moyenne observée dans ces cinq strates du peuplement. Notons que la relation entre le dNBR et le CBI n'est pas linéaire (Hall *et al.* 2008) et traduirait davantage la sévérité observée dans la canopée que dans le sous-bois (Hoy *et al.* 2008). Malgré cette limitation, le dNBR fournit une information pertinente de l'impact du feu sur les peuplements forestiers (Key and Benson 2006; Soverel *et al.* 2010). Les travaux de Johnstone *et al.* (2011) démontrent d'ailleurs le potentiel de cet indice pour modéliser les conséquences de la sévérité du feu sur la régénération de l'épinette noire. Ainsi, il est raisonnable de croire que le dNBR est approprié pour le développement de modèles à l'échelle du paysage. En conclusion, les cartes de sévérité combinées aux inventaires forestiers offrent un potentiel intéressant pour mettre en place un outil cartographique qui permettrait de prédire la régénération sur de grands territoires.

3 Objectifs

L'objectif principal de cette étude vise le développement de modèles prédictifs et spatialement explicites de la régénération de l'épinette noire en fonction des principales variables expliquant son établissement à la suite du passage d'un feu. Cet objectif principal est divisé en trois objectifs spécifiques. Le premier consiste à analyser et quantifier la relation entre la régénération de l'épinette noire et les différentes variables écologiques expliquant son établissement à la suite d'un feu. Ce premier objectif permettra de sélectionner les variables les plus significatives pour le développement des modèles prédictifs. Le deuxième objectif spécifique consiste à développer un premier modèle prédictif de la régénération de l'épinette noire suite au passage d'un feu (le modèle théorique) qui combine des données *in situ* et des données spatiales. Ce modèle permettra de mieux comprendre l'impact des variables explicatives dans le succès ou l'échec de la régénération de l'épinette noire à la suite de perturbations successives. Le troisième et dernier objectif spécifique vise à développer un deuxième modèle prédictif (le modèle cartographique) n'utilisant comme variable explicative que des données spatiales accessibles comme les inventaires forestiers provinciaux et l'indice spectral de sévérité des feux dNBR. Ce modèle, ne nécessitant aucune campagne terrain, pourrait être mis en place à faible coût dans un environnement cartographique.

4 Territoire d'étude

D'une superficie de 216 km², le feu sélectionné comme aire d'étude est situé dans la forêt boréale québécoise (Canada). Allumé par la foudre le 31 mai 2005, il s'étend entre le 49°10' et le 49°28' de latitude nord et entre le 73°10' et le 73°43' de longitude ouest. Ce feu est situé au sein du domaine bioclimatique de la pessière à mousses, au nord de la région bioclimatique des coteaux de la rivière Nestaocano (Blouin et Berger 2004), dans l'unité de paysage régional du lac Rohault (Robitaille et Saucier 1998). Ce paysage régional, caractérisé par un cycle de feu d'environ 270 ans (Bergeron *et al.* 2013), est dominé par des peuplements de conifères denses d'épinette noire, de sapin baumier (*Abies balsamea* L. Mill.) et de pin gris. Le bouleau à papier (*Betula papyrifera* Marsh.) et le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx.) sont, quant à eux, les principales espèces feuillues arborescentes observées sur le territoire. Les dépôts de surface, composés majoritairement de till plus ou moins épais (< 1 m), sont recouverts d'éricacées, de mousses, de sphaignes, ou de lichens. Le relief est caractérisé par des coteaux aux sommets arrondis où l'altitude varie de 370 à 500 m. Ce territoire est aussi caractérisé par une courte saison de croissance qui varie entre 140 et 160 jours et des précipitations annuelles moyennes de 1 000 mm dont 30 à 35 % tombe sous forme de neige (Robitaille et Saucier 1998). Notons finalement que comparativement à la moyenne de température et de précipitations mensuelles entre 1981 et 2010, les années 2005, 2006 et 2007 ont été caractérisées par un printemps et un été plus chauds et secs que la normale (Environnement Canada 2010).

Ce territoire d'étude, représentatif de la pessière à mousses du Saguenay-Lac-Saint-Jean, a été sélectionné pour deux raisons. Premièrement, selon le 3^e inventaire forestier provincial (1990), 72 % des peuplements productifs brûlés en 2005 avait été récolté ou brûlé au courant des 60 années précédant le feu. Affectés par des perturbations successives rapprochées, ces peuplements présentaient donc un risque élevé d'accident de régénération et un intérêt pour le développement d'un modèle prédictif. En plus de l'occurrence de feux et de coupes, le territoire d'étude aurait aussi été affecté par trois grandes épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) soit aux alentours de 1914, de 1952 et de 1977 (Morin 1994). Deuxièmement, considérant que la majorité des semis d'épinette noire s'installe au courant des trois années suivant un feu (St-Pierre et Gagnon 1992), la sélection d'un feu de 2005 a permis de réaliser, lors de la campagne terrain en 2014, un inventaire complet de la régénération de l'épinette noire après feu.

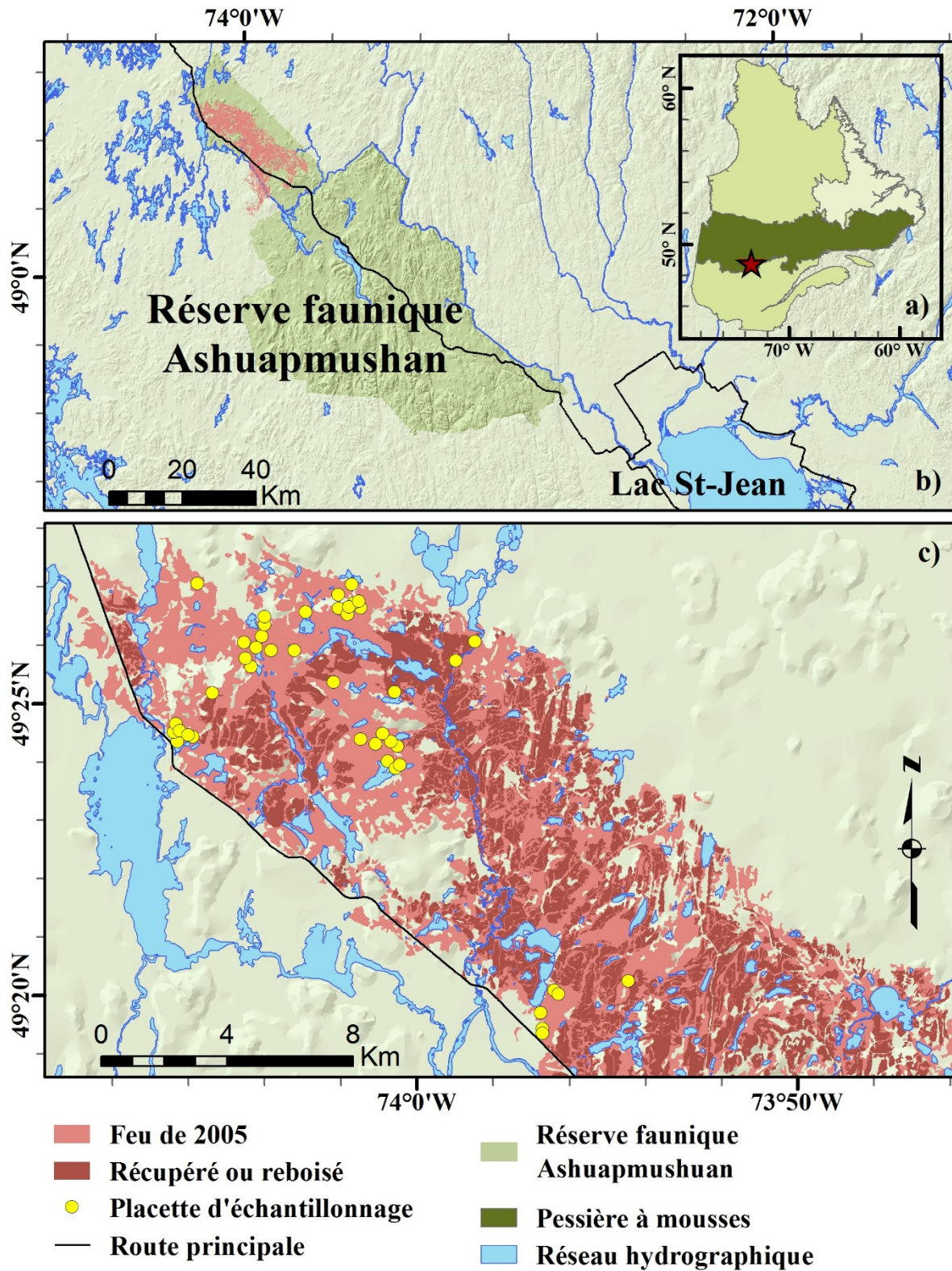


Figure 2 : Localisation (a) dans la province de Québec (Canada) et (b) dans la réserve faunique Ashuapmushuan du feu de 2005 sélectionné comme territoire d'étude ainsi que (c) la localisation des 42 placettes d'échantillonnage.

5 Méthodologie

Deux grandes étapes ont été nécessaires afin de développer les modèles prédictifs (théorique et cartographique) (*figure 3*). La première étape visait l'acquisition et le prétraitement des données spatiales et *in situ* servant de variables explicatives et de variable réponse aux modèles prédictifs. Une fois ces variables récoltées, la deuxième étape visait le développement et la validation des modèles. Pour ce faire, une série de modèles candidats qui traduisaient différentes hypothèses écologiques expliquant la régénération de l'épinette noire ont été mis en place. Cette série de modèles a ensuite été comparée à l'aide des critères d'information d'Akaike (AIC) (Mazerolle 2006). Enfin, les modèles sélectionnés par les AIC ont fait l'objet de validations *bootstrap* et croisée afin de quantifier les erreurs qui leur sont associées.

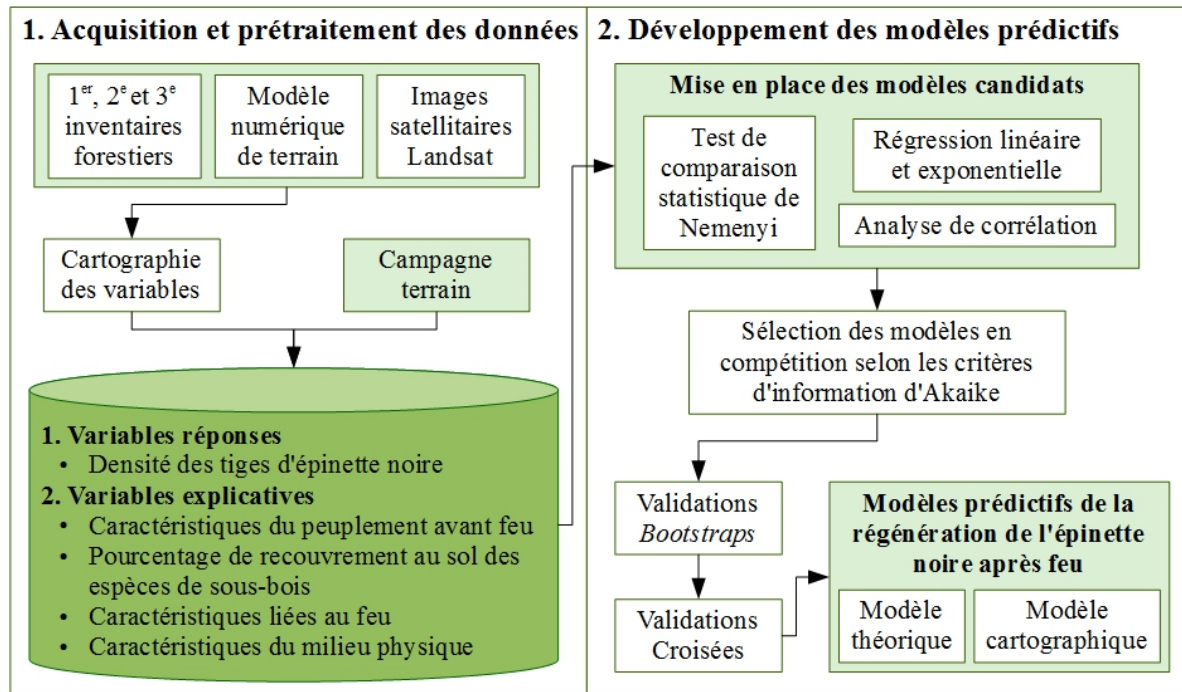


Figure 3 : Organigramme des étapes méthodologiques réalisées pour développer les modèles prédictifs de la régénération de l'épinette noire à la suite d'un feu.

5.1 Acquisition et prétraitement des données

Dans le cadre de ce travail, de nombreuses données *in situ* et cartographiques ont été acquises et prétraitées. Ces variables ont été divisées en quatre groupes de variables explicatives soit (1) les caractéristiques du peuplement avant feu, (2) le pourcentage de recouvrement au sol des

principales espèces de sous-bois, (3) les caractéristiques liées au feu et (4) les caractéristiques du milieu physique (*tableau 1*). Tout d'abord, une campagne terrain a permis de caractériser, pour chaque site échantillonné, la régénération de l'épinette noire ainsi que les différentes variables expliquant son établissement à la suite d'un feu. En plus de ces informations *in situ*, de nombreuses variables explicatives ont aussi été cartographiées (*tableau 1*). Leur cartographie a été réalisée à partir des inventaires forestiers, de photographies aériennes, d'images satellitaires Landsat ainsi que d'un modèle numérique de terrain (MNT). Plus particulièrement, le MNT utilisé, de 20 mètres de résolution, provient de la collection de données numériques d'élévation du Canada (DNEC 2014). Au final, l'ensemble des variables explicatives a été analysé et uniquement celles qui offrent une corrélation significative avec la régénération ont servi d'intrants aux modèles prédictifs.

Tableau 1 : Les variables acquises à l'endroit des placettes d'échantillonnage et ayant le potentiel d'expliquer les accidents de régénération de l'épinette noire suite au passage d'un feu.

A. Caractéristiques du peuplement avant feu		Source
1. Végétation potentielle (Vég. potentielle)	3e Inventaire forestier provincial	
2. Stade de développement		
3. Classe de densité		
4. Historique des perturbations	Photographie aérienne	
5. Âge moyen (Âge)	In situ	
6. Densité (tiges brûlées d'épinette noire/ha)		
7. Diamètre hauteur poitrine (DHP)		
B. Pourcentage de recouvrement au sol des espèces de sous-bois		
8. Mousses	In situ	
9. Sphaignes		
10. Lichens		
11. Éricacées		
C. Caractéristiques liées au feu		
12. Épaisseur de la matière organique résiduelle (MOR)	In situ	
13. dNBR - Évaluation initiale (EI)	Landsat	
14. dNBR - Évaluation avancée (EA)		
15. NDVI		
D. Caractéristique physique du site		
16. Drainage	3e Inventaire forestier provincial	
17. Dépôt de surface		
18. Orientation des pentes	Modèle numérique d'altitude	
19. Altitude		

5.1.1 Sélection des sites d'échantillonnage

Préalablement à la campagne terrain, des secteurs d'échantillonnage ont été localisés en respectant trois critères. Premièrement, aucune perturbation anthropique ne devait avoir modifié le paysage après le passage des feux (coupe de récupération ou reboisement). Deuxièmement, l'épinette noire devait être l'essence dominante du couvert avant le feu. Finalement, les secteurs d'échantillonnage devaient être accessibles par voie terrestre soit à moins d'un kilomètre d'un chemin forestier.

Au total, 42 placettes ont été échantillonnées lors de la campagne terrain réalisée durant l'été 2014. La localisation de ces placettes a été déterminée en fonction d'un plan d'échantillonnage aléatoire. Ce plan d'échantillonnage a aussi été stratifié selon l'âge des peuplements identifiés dans le 3^e inventaire forestier provincial (1990) et selon trois niveaux de sévérité du feu (faible, modéré et élevé) cartographiés à l'aide de l'indice spectral dNBR (Key *and* Benson 2006). Ce choix a été fait, car selon la littérature, ces deux variables seraient déterminantes dans le succès ou l'échec de la régénération. Cette stratification a donc permis d'obtenir un échantillonnage représentatif de chaque classe d'âge et de sévérité observée sur le territoire d'étude.

5.1.2 Campagne terrain

La caractérisation *in situ* des peuplements affectés par le feu a été réalisée à l'intérieur de placettes circulaires d'une superficie de 400 m² (*figure 4*) selon les procédures standard en foresterie. Dans un premier temps, une évaluation de la sévérité du feu à la cime des arbres a été réalisée. Cette évaluation a permis de différencier les peuplements où les cimes ont été consumées par le feu (élevé), des peuplements où les cimes ont été épargnées (faible). Dans un deuxième temps, les arbres, dont le diamètre à 1,3 m du sol (DHP) était supérieur à 9 cm, ont été dénombrés selon leur espèce et leur classe de DHP. Ces informations ont permis de calculer le *DHP*¹ moyen et la *Densité* de tiges d'épinette noire à l'hectare avant le passage du feu en 2005. Finalement, des sections transversales ou des carottes ont été prélevées à 30 cm du sol sur cinq épinettes noires représentatives des arbres vivants au passage du feu. Ces cinq arbres, distribués uniformément à l'intérieur de la placette circulaire, ont été choisis de manière à représenter

¹ Les mots en italique débutant par une lettre majuscule correspondent au nom des variables explicatives utilisé pour développer les modèles prédictifs.

adéquatement la moyenne de *DHP* moyen observé. Ces échantillons ont permis de déterminer, à partir du dénombrement des cernes de croissance, l'*Âge moyen* des épinettes noires au passage du feu en 2005. Notons que selon Parisien *et al.* (2005), l'âge calculé au niveau du sol en forêt boréale est sous-estimé de 7 à 26 ans et cette sous-estimation augmente de manière significative en fonction du temps écoulé depuis le dernier feu. Évaluée à 30 cm du sol, la variable *Âge moyen* doit donc être interprétée comme l'âge moyen minimum des arbres du peuplement brûlé et non comme le temps écoulé depuis la dernière perturbation.

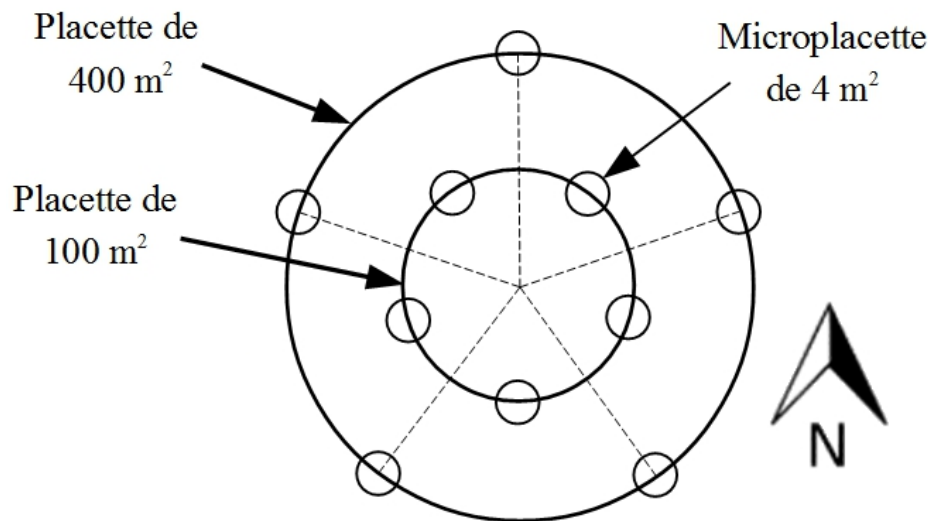


Figure 4 : Disposition des placettes et microplacettes d'échantillonnage lors de la campagne terrain.

À l'intérieur et à la limite de chaque placette de 400 m², 10 microplacettes de 4 m² ont été positionnées de manière systématique (*figure 4*). Dans chacune de ces microplacettes, les tiges d'épinette noire en régénération ont été dénombrées afin de calculer la densité de tiges à l'hectare établie à la suite du feu de 2005. En plus de ce dénombrement, l'épaisseur, en centimètres, de la matière organique résiduelle et le pourcentage de recouvrement au sol des différentes espèces de sous-bois ont aussi été évalués dans cinq des dix microplacettes (*figure 4*). Plus particulièrement, l'épaisseur moyenne de la matière organique a été mesurée en creusant trois trous répartis uniformément. Finalement, le pourcentage de recouvrement au sol des *Mousses*, des *Sphaignes*, des *Éricacées* et des *Lichens* a été évalué par classe de 5 % (Braun-Blanquet *et al.* 1952). Ces

mesures ont ensuite permis de calculer une moyenne de recouvrement au sol pour chaque groupement d'espèces observé.

5.1.3 Inventaires écoforestiers et photographies aériennes

Dans un premier temps, le troisième inventaire forestier du MFFP (1990) a permis de cartographier les caractéristiques des peuplements forestiers avant le passage du feu soit la *Végétation potentielle*, le *Stade de développement* et la *Classe de densité*. Tout d'abord, la végétation potentielle est une unité de classification écologique permanente qui, en fonction de la composition végétale, de groupes d'espèces indicatrices et du type de dépôt et de drainage, prédit la végétation de fin de succession (Létourneau *et al.* 2009). En tout, deux classes de végétation potentielle ont été échantillonnées lors de la campagne terrain soit la ***pessière noire à mousses ou à éricacées***² (RE) et la ***sapinière à épinette noire*** (RS). Cette variable traduit donc l'absence (RE) ou la présence (RS) de sapin baumier, d'épinette blanche, de bouleau à papier ou de peuplier faux-tremble comme essence compagne à l'épinette noire dans l'évolution naturelle du peuplement (Blouin et Berger 2004).

Pour sa part, le *Stade de développement* est une variable catégorique binaire soit les peuplements ***immatures*** et les peuplements ***matures***. Cette décision a été prise, car selon la littérature, la régénération de l'épinette noire dans les peuplements de moins de 50 ans serait limitée par la faible production de semences (Viglas *et al.* 2013). Afin de générer cette variable, une matrice de confusion entre l'*Âge moyen* en 1990 et les classes d'âge identifiées dans le 3^e inventaire forestier (1990) a été créée (**tableau 2**). Cette matrice a permis de constater que l'âge évalué par photo-interprétation est sous-estimé dans 69 % des sites étudiés, et surestimé dans 10 % des cas. De plus, une analyse détaillée de l'*Âge moyen* au passage du feu (2005) a permis de constater que seuls les peuplements identifiés entre 0 et 20 ans dans le 3^e inventaire forestier (1990) avaient en majorité moins de 50 ans au passage du feu en 2005. Ces peuplements ont donc été classifiés comme ***immatures*** et les peuplements identifiés comme ayant plus de 20 ans dans le 3^e inventaire forestier (1990) ont été classifiés comme ***matures*** au passage du feu en 2005.

² Les mots en gras et en italique correspondent aux classes des différentes variables explicatives utilisées pour développer les modèles prédictifs

Tableau 2 : Matrice de confusion entre l'Âge moyen ajusté (1990) et les classes d'âge identifiées dans le 3^e inventaire forestier au moment de la photo-interprétation du territoire en 1990.

Âge moyen ajusté calculé <i>in situ</i> (1990)								Erreur de commission ¹
	[0:20]	[20:40]	[40:60]	[60:80]	[80:100]	[100 :∞]		
Âge selon le 3e inventaire forestier provincial (1990)	[0:20]	1	5	0				83%
	[20:40]		2	3	1	2	1	78%
	[40:60]		2	0	2	4	3	100%
	[60:80]				3	4	2	67%
	[80:100]				1	3	2	50%
	[100 :∞]					1		100%
Erreur d'omission ²		0%	78%	100%	57%	79%	100%	79%

1. Pourcentage des sites dont la classe d'âge dans le 3^e inventaire forestier est incorrectement assignée

2. Pourcentage des sites dont la classe d'âge calculé *in situ* est incorrectement assignée

Enfin, la variable *Classe de densité* comprend cinq classes dont les quatre premières correspondent à différents intervalles de pourcentages de recouvrement des peuplements par les espèces arborescentes (*tableau 3*). Quant à la cinquième classe, elle correspond aux peuplements productifs trop jeunes pour qu'une valeur de densité puisse leur être attribuée par photo-interprétation. Plus particulièrement, cette classe de densité correspond aux peuplements classifiés entre 0 et 20 ans, soit la classe *immature* de la variable catégorique *Stade de développement*. Finalement, le faible échantillon de sites de densité A avant le passage du feu en 2005 a nécessité de jumeler cette classe avec la classe de densité B.

Tableau 3 : Classes de densité des peuplements des inventaires forestiers du MFFP au sein de l'aire d'étude et leur abondance relative au sein des placettes d'échantillonnage.

Densité	Pourcentage de recouvrement du couvert arborescent	Abondance relative (% des placettes)
A	Plus de 80 %	2
B	entre 60 et 80 %	24
C	Entre 40 et 60 %	41
D	Entre 25 et 40 %	19

Dans un deuxième temps, le 3^e inventaire forestier provincial a aussi permis de cartographier les caractéristiques du milieu physique tels le drainage et le type de dépôt de surface (Létourneau *et al.* 2009). Les trois classes de *Drainage* les plus représentatives dans l'aire d'étude ont été échantillonnées soit le type *xérique-mésique* (25 %), *mésique* (61 %) et *subhydrique* (14 %). Le *Dépôt de surface* est quant à lui de type *glaciaire* soit du till plus ou moins épais (< 1m) (89 %) et de type *fluvio-glaciaire* soit des dépôts constitués de sables, de graviers, de cailloux et de pierre (11 %).

Finalement, les 1^{er}, 2^e et 3^e (1969, 1983, 1990) inventaires forestiers du MFFP combinés aux photographies aériennes fédérales et provinciales de 1948 à 1970 (*Annexe 1*) ont permis de cartographier l'*Historique* des perturbations. Considérant la complexité des différentes successions de perturbations de feu, de coupe et d'épidémie de TBE qui ont affecté les placettes d'échantillonnage, cette variable correspondrait uniquement à la dernière perturbation survenue avant le feu de 2005. Constituées de forêt mature en 1948, 69 % des placettes échantillonnées ont fait l'objet de coupe forestière entre 1948 et 1967 (*coupe forestière*). Plus particulièrement, 90 % de ces placettes ont été coupées dans les années 1950 et se caractérisent par la présence importante d'arbres et d'îlots résiduels distribué de manière uniforme sur les parterre de coupe. Une *coupe de récupération* d'un feu de 1963 aurait aussi affecté 14 % des peuplements échantillonnés (*Annexe 2*). Notons que les peuplements affectés par la *coupe de récupération* correspondent au peuplement classifié comme *immature* dans la variable catégorique *Stade de développement*. Enfin, les sept derniers peuplements échantillonnés (17 %) n'ont été affectés par aucune coupe et aucun feu au courant des 60 années précédant le feu de 2005 (*type et date inconnus*).

5.1.4 Images satellitaires

Des images du capteur *Thematic Mapper 5* (TM5) de Landsat en réflectance de surface, soit le produit « *Climate Data Record* » (CDR), ont permis de cartographier l'indice de végétation « *Normalized Difference Vegetation Index* » (NDVI) ainsi que la sévérité des feux. Plus particulièrement, le *NDVI* (*équation 3*), calculé sur une image du 20 juin 2005, caractérise

l'activité photosynthétique selon la différence de réflectance observée entre le proche infrarouge (PIR) (0,75 à 0,90 μm) réfléchi par la chlorophylle et la lumière rouge (0,63 à 0,69 μm) absorbée. Pour sa part, la cartographie de la sévérité des feux a été réalisée à l'aide de l'indice spectral « differenced Normalized Burn Ratio » (**dNBR**) (Key and Benson 2006).

$$NDVI = (PIR - Rouge) / (PIR + Rouge) \quad (3)$$

Similaire au NDVI, le NBR (*équation 2*) exploite, pour sa part, la différence de réflectance observée entre le PIR et le MIR à la suite d'un feu (*équation 3*). Afin de tester les deux méthodes d'évaluation proposée par Key et Benson (2006), soit le dNBR(EI) et le dNBR(EA) trois images satellitaires Landsat ont été utilisées en fonction de leur disponibilité soit une image avant feu (20 septembre 2004) et deux images après feu (20 juin 2005 et du 21 juin 2006).

5.2 Développement des modèles prédictifs

Une fois les données acquises et prétraitées, la deuxième grande étape du projet visait le développement de deux modèles prédictifs soit le modèle théorique et le modèle cartographique. Pour ce faire, une série de modèles candidats a tout d'abord été mise en place. Ensuite, les AIC et ses mesures associées ont permis de comparer l'ensemble des modèles candidats et ainsi de sélectionner les modèles théoriques et les modèles cartographiques les plus parcimonieux (Mazerolle 2006). Finalement, la dernière étape consistait à valider les modèles en compétition sélectionnés par les AIC. En tout, deux validations ont été réalisées : une validation *bootstrap* (Davison and Hinkley 1997) et une validation croisée de type « *k-fold* » (Rodriguez *et al.* 2010). L'ensemble de ces analyses statistiques a été réalisé dans le logiciel R3.1.2 (R Development Core Team 2014) et appuyé par le « package AICcmodavg » (Mazerolle 2015) et le « package nlstools » (Baty *et al.* 2015).

5.2.1 Mise en place des modèles candidats

Préalablement à la sélection des modèles les plus parcimonieux, une série de modèles candidats, expliquant les différents mécanismes de régénération de l'épinette noire, ont été mis en place. Dans un premier temps, des tests de Nemenyi ont permis de comparer la distribution de la régénération entre les différentes classes des variables catégoriques. Plus polyvalent que

l'ANOVA, ce test de comparaison non paramétrique a été choisi, car il permet de comparer des petits échantillons dont la distribution ne respecte pas la loi normale (Liu *and* Chen 2012). Au final, seules les variables catégoriques avec des classes présentant une régénération significativement différente ont été incluses dans les modèles candidats. Dans un deuxième temps, la relation entre chaque variable quantitative potentielle et la régénération de l'épinette noire a été analysée à l'aide de régressions linéaires et exponentielles. Ces analyses ont permis d'identifier les variables quantitatives significatives (seuil : $R^2 > 0.10$) et d'identifier la forme de leur relation avec la régénération. Dans un troisième temps, une analyse de corrélation a permis de quantifier les relations entre les différentes variables qualitative et quantitative retenues. Finalement, une fois ces analyses réalisées, chaque combinaison de variables significatives et traduisant différentes hypothèses écologiques s'est vu attribuer une forme linéaire ou non-linéaire mixte (*tableau 4*).

Tableau 4 : Forme mathématique des modèles candidats retenus pour le développement des modèles prédictifs théorique et cartographique de la régénération de l'épinette noire.

	Régression simple	Régression multiple
Linéaire	$Y = \beta_0 + (\beta_1 * X_1)$	$Y = \beta_0 + (\beta_1 * X_1) + (\beta_2 * X_2) + (\beta_n * X_n)$
Non-linéaire		$Y = (\beta_0 + (\beta_1 * X_1)) * \exp(\beta_2 * X_2)$
mixte	N/A	$Y = (\beta_0 + (\beta_1 * X_1) + (\beta_2 * X_2)) * \exp((\beta_3 * X_3) + (\beta_n * X_n))$

5.2.2 Sélection des modèles prédictifs

Une fois les modèles candidats mis en place, ceux-ci ont été comparés à l'aide des AIC et ses mesures associées soit le Delta d'Akaike (Δ_i) et le poids d'Akaike (ω_i). Cette méthode permet d'identifier les modèles les plus parcimonieux soit les modèles avec un minimum de biais et un maximum de précision (Mazerolle 2006; Symonds *and* Moussalli 2011). Tout d'abord, le calcul de l'AIC (*équation 4*) pour chaque modèle candidat a été effectué à l'aide de leurs vraisemblances et du nombre de paramètres (K) qui a été nécessaire d'estimer pour les développer. Plus particulièrement, le paramètre K correspond au nombre de variables incluses dans le modèle additionné de deux, soit pour l'estimation de l'ordonnée à l'origine et du paramètre associé à l'estimation de l'erreur. L'intégration du paramètre K dans l'équation des AIC permet de pénaliser les modèles qui ont trop de variables, soit les modèles moins parcimonieux. Dans le cadre de ce projet, l'équation des AIC de deuxième ordre (AICc),

recommandé lors d'analyse avec de petits échantillons, a été utilisée. Cette équation (*équation 5*) qui intègre aussi le nombre d'échantillons (n) a pour effet de pénaliser davantage les modèles nécessitant l'estimation d'un trop grand nombre de paramètres.

$$AIC_i = -2 * (\log(vraisemblance_i)) + 2K_i \quad (4)$$

$$AICc_i = AIC + \frac{2K(K+1)}{(n-K-1)} \quad (5)$$

Afin de comparer les modèles candidats entre eux, les ω_i (*équation 6*) ont aussi été calculés. Le ω_i est une normalisation sur une échelle de 1 du Δ_i (*équation 7*) soit la différence entre le AICc de chaque modèle et celui considéré comme le meilleur ($\min AICc$). Le ω_i obtenu peut être interprété comme le pourcentage de chance que le modèle associé soit le plus parcimonieux parmi l'ensemble des modèles candidats (Mazerolle 2006). Dans tous les cas, le modèle associé au plus grand ω_i est celui avec l'AICc le plus faible. Il est cependant recommandé de ne pas conclure que celui-ci est le meilleur si son ω_i est inférieur à 0.90. Dans le cadre de cette étude, les modèles candidats en compétition, soit les modèles dont le poids d'Akaike cumulé est égal ou supérieur à 0.95, ont donc fait l'objet d'une validation *bootstrap* et d'une validation croisée afin de déterminer lequel offre la meilleure précision et le plus faible biais.

$$\Delta_i = AICc_i - \min(AICc) \quad (6)$$

$$\omega_i = \frac{\text{Exp}(-\Delta_i/2)}{\sum_{r=1}^R \text{Exp}(-\frac{\Delta_i}{2})} \quad (7)$$

Finalement, les ω_i ont aussi permis d'estimer l'importance relative des variables étudiées. Cette estimation du poids de chaque variable consiste à additionner les ω_i de chaque modèle dans lequel la variable d'intérêt apparaît (Symonds *and* Moussalli 2011). Le poids de chaque variable peut être interprété comme la probabilité que cette variable soit un bon prédicteur.

5.2.3 Validation des modèles

Afin de valider les modèles candidats théoriques et cartographiques en compétition sélectionnés par les AIC, deux validations ont été réalisées. Dans un premier temps, la méthode de validation *bootstrap* a permis de valider les paramètres estimés dans chaque modèle (Davison *and* Hinkley

1997). Plus particulièrement, la méthode *bootstap* utilisée est celle du rééchantillonnage aléatoire et avec remise des résidus. Ce rééchantillonnage effectué 1 000 fois permet de calculer une valeur moyenne pour chaque paramètre estimé ainsi qu'un intervalle de confiance. Cette première validation a permis de retenir uniquement les modèles candidats en compétition dont l'ensemble des paramètres associés aux variables explicatives était significatif.

Dans un deuxième temps, les modèles retenus suite à la validation *bootstrap* ont fait l'objet d'une validation croisée de type « *k-fold* » (Rodriguez *et al.* 2010). Pour ce faire, les 42 placettes échantillons ont été divisées aléatoirement en 10 blocs soit 8 blocs de 4 placettes et 2 blocs de 5 placettes. Puis, à tour de rôle chaque placette de chaque bloc s'est vu attribuer une valeur prédite selon les paramètres estimés par les placettes incluses dans les 9 autres blocs. Chaque site d'étude s'est donc vu attribuer une valeur prédite de façon indépendante. À partir de ces résultats, un test de normalité (Shapiro-Wilk), d'homoscédasticité (Breusch-Pagan) et de non-corrélation (Durbin-Watson) des résidus ont été effectué sur chacun des modèles. De plus, des tests d'ANOVA ont permis de vérifier si la régression entre les valeurs prédite et observée a une pente similaire à 1 et une ordonnée à l'origine à l'origine passant par le point [0,0]. Ces prédictions ont ensuite servi à calculer une précision (*équation 8*) et un biais (*équation 9*) global pour chaque modèle ainsi que pour quatre différentes sections de leur courbe prédictive, soit les prédictions inférieures à 1 000 tiges/ha, entre 1 000 et 2 500 tiges/ha, entre 2 500 et 5 500 tiges/ha et supérieures à 5 500 tiges/ha. Ces classes de régénération correspondent respectivement à des densités insuffisantes, limites, suffisantes et plus que suffisantes pour produire à long terme un peuplement pouvant être récolté de manière rentable. Ces derniers résultats ont permis de retenir le modèle théorique et le modèle cartographique qui offraient le plus faible biais et la plus grande précision, et ce tout au long de la courbe prédictive. Finalement, la précision et le biais du modèle cartographique retenu a permis la création d'une carte illustrant le risque d'accident de régénération soit le risque que la densité d'épinette noire soit inférieure à 1 000 tiges/ha (*équation 10*).

$$\text{Précision} = \pm \sqrt{\sum (\text{Valeur observé} - \text{Valeur prédite})^2} \quad (8)$$

$$\text{Biais} = \frac{\sum (\text{Valeur observé} - \text{Valeur prédite})}{\text{Nombre d'observation}} \quad (9)$$

$$\% \text{ Risque} = \frac{1000 - (\text{Valeur prédite} - \text{Précision})}{\text{Précision} * 2} \quad (10)$$

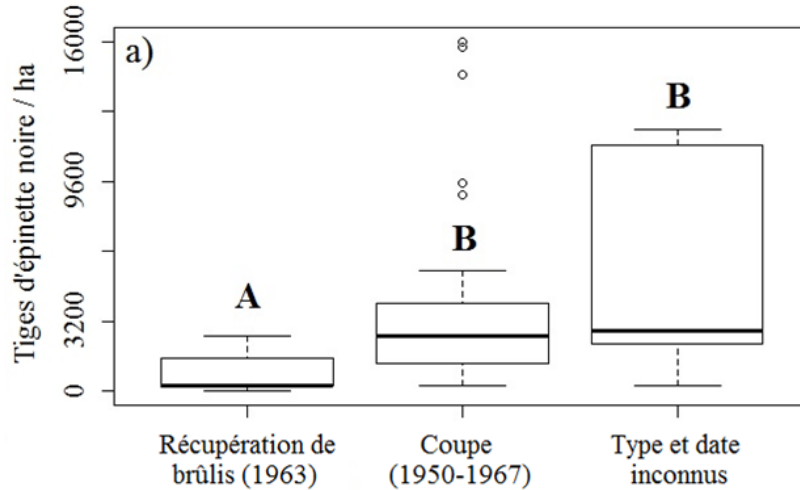
6 Résultats

La régénération de l'épinette noire mesurée au sein des 42 placettes d'échantillonnage varie entre 0 et 16 000 tiges/ha (**tableau 5**). Plus particulièrement, 12 de ces placettes (30 %) ont subi un accident de régénération soit une régénération inférieure à 1 000 tiges/ha. Ces accidents de régénération ont été observés dans 67 % des peuplements ayant subi une *coupe de récupération* de brûlis (1963), dans 24 % des peuplements affectés par une *coupe forestière* (1948 à 1967) et dans seulement 14 % des peuplements affectés par aucun feu et aucune coupe au courant des 60 dernières années (*type et date inconnus*).

Tableau 5 : Distribution de la densité de la régénération de l'épinette noire observée dans les 42 placettes échantillonnées.

Tiges d'épinette noire/m ²	Fréquence relative
[0 : 1 000]	30%
]1 000 : 2 500]	30%
]2 500 : 5 500]	20%
]5 500 : 16 000]	20%

Selon le test de Nemenyi, la régénération de l'épinette noire dans les peuplements affectés par une *coupe de récupération* est significativement différente de celle observée dans les classes *coupe forestière* et *type et date inconnus* (**figure 5a**). Pour sa part, la régénération observée dans la classe *coupe forestière* est similaire à celle observée dans la classe *type et date inconnus*. Notons que l'Âge moyen, des peuplements coupés entre 1948 et 1967, est près de deux fois supérieures au temps écoulé entre les coupes et le feu (2005) soit 93 ± 27 ans (**figure 5b**). Ces peuplements avaient donc atteint leur maturité sexuelle contrairement au peuplement affecté par la *coupe de récupération* (1963) dont l'Âge moyen correspond approximativement au temps écoulé entre la coupe et le feu (2005) soit 40 ± 5 ans. Face à ces constats, la variable *Historique des perturbations* a été retirée des variables explicatives potentielles pour la mise en place des modèles candidats.



Perturbation d'origine des peuplements échantillonnés (Historique)

Figure 5 : Distribution de la régénération de l'épinette noire à la suite du feu de 2005 en fonction de l'origine des peuplements brûlés. Lettres A-B: Test de comparaison non paramétrique des distributions statistiques (Nemenyi).

6.1 Mise en place des modèles candidats

Dans un premier temps, les résultats des tests de Nemenyi ont permis de conserver trois des sept variables catégoriques potentielles, soit le *Stade de développement* (**figure 6**), la *Végétation potentielle* (**figure 7**) et la *Sévérité à la cime* des arbres. Les variables *Classe de densité*, *Drainage*, *Dépôt de surface* et *Orientation des pentes* (**Annexe 3**) ont, pour leur part, été retirées, car les résultats des tests de Nemenyi n'ont montré aucune différence de régénération significative entre les classes qui les composent.

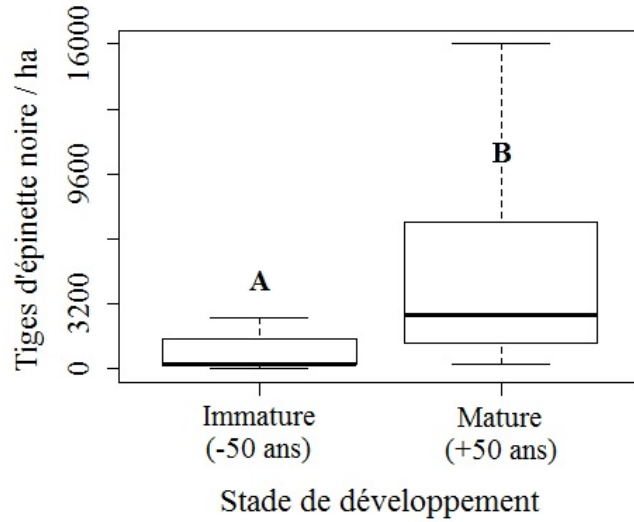


Figure 6 : Distribution de la régénération de l'épinette noire en 2014 à la suite du feu de 2005 en fonction du *Stade de développement* des peuplements. Lettres A-B : Test de comparaison non paramétrique des distributions statistiques (Nemenyi).

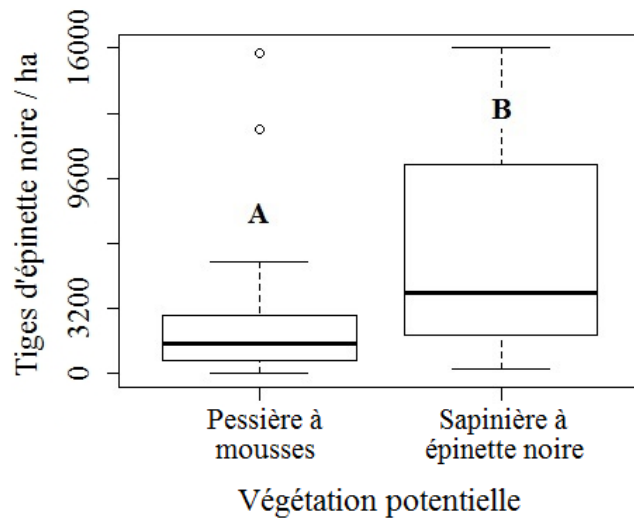


Figure 7 : Distribution de la régénération de l'épinette noire en 2014 à la suite du feu de 2005 en fonction de la *Végétation potentielle*. Lettres A-B : Test de comparaison non paramétrique des distributions statistiques (Nemenyi).

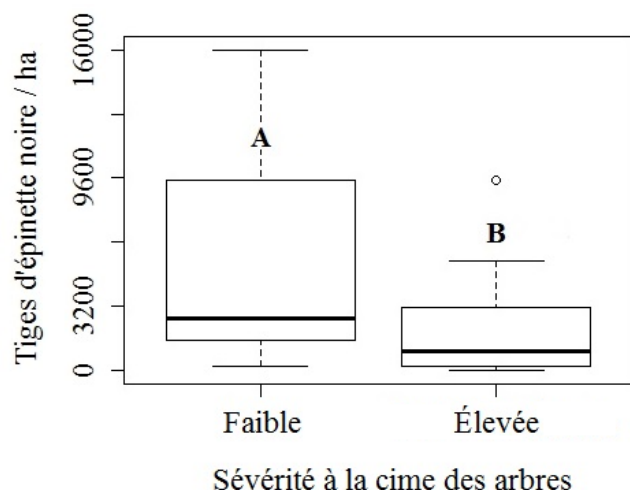


Figure 8 : Distribution de la régénération de l'épinette noire en 2014 à la suite du feu de 2005 en fonction de la *Sévérité à la cime* des arbres. Lettres A-B : Test de comparaison non paramétrique des distributions statistiques (Nemenyi).

Dans un deuxième temps, les analyses de régression simple sous forme linéaire et exponentielle (**tableau 6**) ont permis de conserver cinq des dix variables quantitatives potentielles soit (1) l'*Âge moyen*, (2) les *Sphaignes*, (3) l'épaisseur de la *MOR*, (4) le *NDVI* ainsi que (5) le *dnBR (EI)*. Ces analyses ont aussi démontré que contrairement au *dnBR (EI)*, le *dnBR (EA)* ne présente aucune capacité pour prédire la régénération dans le feu étudié. Les variables *DHP*, *Densité*, *Mousses*, *Lichens* et *Éricacées* ont, quant à eux, été retirés, car ils ne présentent pas de corrélation significative, linéaire ou exponentielle, avec la régénération de l'épinette noire observée en 2014. Ces résultats, combinés à ceux des tests de Nemenyi, ont permis de retenir deux groupes de variables, soit un pour le modèle théorique et un deuxième pour le modèle cartographique (**tableau 7**).

Tableau 6 : Coefficients de corrélation des régressions simples, linéaires et exponentielles, entre les variables explicatives continues et la régénération de l'épinette noire.

A. Caractéristiques du peuplement avant feu	Linéaire	Exponentielle
5. Âge moyen (Âge)	0.16**	0.15**
6. Densité (tiges brûlées d'épinette noire/ha)	0.02	0.02
7. Diamètre hauteur poitrine (DHP)	0.07	0.09*
B. Pourcentage de recouvrement au sol des espèces de sous-bois		
8. Mousses	0.02	0.15
9. Sphaignes	0.41***	0.32***
10. Lichens	0	0
11. Éricacées	0	0
C. Caractéristiques liées au feu		
12. Épaisseur de la matière organique résiduelle (MOR)	0.25***	0.20**
13. dNBR – EI	0.23**	0.21**
14. dNBR – EA	0.04	0.04
15. NDVI	0.14*	0.13*

*** Valeur de P = 0 ** Valeur de P < 0.001 * Valeur de P < 0.01 · Valeur de P < 0.05

Tableau 7 : Variables explicatives potentielles significatives retenues pour la mise en place des modèles candidats de la régénération de l'épinette noire à la suite d'un feu.

Variables explicatives retenues	
Théorique	Vég. potentielle, Sphaignes, Âge, MOR, dNBR (EI), Sévérité (Cime)
Cartographique	Vég. potentielle, Classe d'âge, dNBR (EI), NDVI

Dans un troisième temps, les analyses de corrélation entre les différentes variables retenues pour le développement des modèles théorique (*tableau 8*) et cartographique (*tableau 9*) ont entraîné le retrait de la variable *NDVI* des modèles candidats. Cette variable a été retirée, car elles présentaient une forte corrélation ($R^2 = 0.61$) avec le dNBR qui a une plus grande capacité prédictive (*tableau 6*). Ces analyses de corrélation ont aussi permis de constater que le *dNBR (EI)* est davantage corrélé avec la *Sévérité à la cime* des arbres qu'avec la sévérité au sol caractérisé dans cette étude par l'épaisseur de la *MOR (tableau 8)*. Finalement, une corrélation entre la variable *MOR* et la *Sphaignes* et entre l'*Âge moyen* et le *dNBR (EI)* a aussi été observée (*tableau 8*).

Tableau 8 : Coefficients de corrélation des régressions linéaires entre les variables explicatives significatives retenues pour la mise en place des modèles candidats théoriques.

	Vég. potentielle	Sphaignes	Âge	MOR	dNBR (EI)	Sévérité (Cime)
Vég. potentielle		0.00	0.02	0.00	0.00	0.01
Sphaignes			0.17*	0.33***	0.21*	0.07
Âge				0.04	0.30***	0.12*
MOR					0.22**	0.20**
dNBR (EI)						0.56***

Tableau 9 : Coefficients de corrélation des régressions linéaires entre les variables explicatives significatives retenues pour la mise en place des modèles candidats cartographiques.

	Vég. potentielle	Stade	dNBR (EI)	NDVI
Vég. potentielle		0.02	0.00	0.00
Stade			0.15*	0.01
dNBR (EI)				0.61***

*** Valeur de P = 0 ** Valeur de P < 0.001 * Valeur de P < 0.01 · Valeur de P < 0.05

Au final, 56 modèles candidats théoriques (*tableau 10*) et 11 modèles candidats cartographiques (*tableau 11*) ont été mis en place. Ces modèles correspondent à l'ensemble des combinaisons possibles utilisant les variables retenues à l'exception des combinaisons de variable expliquant le même mécanisme de régénération. Plus précisément, le *dNBR* n'a pas été inclus dans les modèles utilisant les variables *Sévérité à la cime* et *MOR* car le *dNBR* est une mesure de sévérité qui combine ces deux variables. De plus, la variable *Sphaigne* n'a pas été combinée à la variable *MOR*, car la corrélation positive entre la *MOR* et la régénération (*tableau 6*) s'explique par la corrélation positive entre la *MOR* et la *Sphaigne*. Finalement, les variables continues *Âge moyen*, *MOR* et *dNBR (EI)* qui présentent une corrélation linéaire et exponentielle significative similaire, ont été testées dans les modèles candidats sous ces deux formes mathématiques.

Tableau 10 : Modèles candidats mis en place pour le développement du modèle prédictif théorique de la régénération de l'épinette noire à la suite d'un feu. Les numéros 1 à 28 suivit de la lettre a (modèle linéaire), b, c ou d (modèle non-linéaire mixte) désignent les numéros des différents modèles.

	Vég. potentielle	Cime	Sphaigne	Âge moyen	MOR	dNBR (AI)		Vég. potentielle	Cime	Sphaigne	Âge moyen	MOR	dNBR (AI)		Vég. potentielle	Cime	Sphaigne	Âge moyen	MOR	dNBR (AI)
1a							16a							25a						
2a							16b							25b						
3a							17a							25c						
4a							17b							25d						
5a							17c							26a						
6a							18a							26b						
7a							18b							27a						
8a							18c							27b						
9a							19a							27c						
9b							19a							27d						
10a							20b							28a						
10b							21a							28b						
11a							21b							28c						
11b							22a							28d						
12a							22b													
13a							23a													
13b							23b													
14a							24a													
14b							24b													
15a							24c													
15b							24d													

Légende

	Linéaire
	Exponentielle
	Aucune

Tableau 11 : Modèles candidats mis en place pour le développement du modèle prédictif cartographique. Les numéros 1 à 7 suivit de la lettre a (modèle linéaire) ou b (modèle non-linéaire mixte) désignent les numéros des différents modèles.

	Vég. potentielle	Classe d'âge	dNBR (EI)		Vég. potentielle	Classe d'âge	dNBR (EI)	
1a	Linéaire	Aucune	Aucune	5b	Linéaire	Aucune	Exponentielle	Forme de la relation <div>Linéaire</div> <div>Exponentielle</div> <div>Aucune</div>
2a	Aucune	Linéaire	Aucune	6a	Aucune	Linéaire	Linéaire	
3a	Aucune	Aucune	Linéaire	6b	Aucune	Linéaire	Exponentielle	
3b	Aucune	Aucune	Exponentielle	7a	Linéaire	Linéaire	Linéaire	
4a	Linéaire	Linéaire	Aucune	7b	Linéaire	Linéaire	Exponentielle	
5a	Linéaire	Aucune	Linéaire					

6.2 Le modèle théorique

La comparaison des 56 modèles candidats théoriques à partir des AIC a permis d'identifier 11 modèles parcimonieux (*tableau 12*). Selon la somme des ω_i , il y a 95 % de chance qu'un de ces modèles soit le plus parcimonieux parmi les 56 comparés. Le calcul du poids des variables explicatives a permis de constater que la *Végétation potentielle* aurait 100 % de chance d'être de bonnes variables prédictives suivies de près par la *Sphaigne* (94 %) et du dNBR (73 %). Pour leur part, la variable *Âge moyen*, *Sévérité à la cime* et *MOR* aurait respectivement 59 %, 18 % et 6 % de chance d'être de bonnes variables prédictives.

Tableau 12 : Les 11 modèles théoriques les plus parcimonieux en compétition selon les critères d'information d'Akaike.

#	Modèles candidats	K	AICc	Δ AICc	ω_i
23b	Vég. potentielle + Sphaignes + dNBR (EI)*	5	790.14	0	0.32
28d	Vég potentielle + Sphaigne + Âge* + dNBR (EI)*	6	791.39	1.25	0.17
28b	Vég potentielle + Sphaigne + Âge + dNBR (EI)*	6	791.42	1.27	0.17
26a	Vég potentielle + Cime + Sphaigne + Âge	6	793.36	3.21	0.06
26b	Vég potentielle + Cime + Sphaigne + Âge*	6	793.55	3.4	0.06
19a	Vég potentielle + Cime + Sphaigne	5	794.02	3.88	0.05
24c	Vég. potentielle + Âge* + MOR	5	795.18	5.04	0.03
23a	Vég. potentielle + Sphaignes + dNBR (EI)	5	795.21	5.06	0.03
22a	Vég potentielle + Sphaigne + Âge	5	795.37	5.23	0.02
28a	Vég potentielle + Sphaigne + Âge + dNBR (EI)	6	795.71	5.57	0.02
28c	Vég potentielle + Sphaigne + Âge* + dNBR (EI)	6	795.8	5.65	0.02

* Variables sous forme exponentielle

Les validations *bootstrap* effectuées sur l'ensemble des modèles théoriques en compétition (**tableau 13**) ont permis de constater que les peuplements dont la *Végétation potentielle* est classifiée en RS sont caractérisés par une régénération plus dense que les peuplements classifiés en RE. Quant aux variables *Sphaignes*, *MOR* et l'*Âge moyen*, elles sont corrélées positivement avec la *Régénération*. Cependant, le paramètre estimé associé à la variable *Âge moyen* n'est pas significatif dans 75 % des modèles en compétition utilisant cette variable soit les modèles 28d, 28b, 26a, 26b, 28a et 28c. Pour leur part, les variables *dNBR (EI)* et *Sévérité à la cime* présentaient plutôt une corrélation négative avec la régénération de l'épinette noire. L'estimation du paramètre associé au dNBR dans les modèles 28a et 28c n'est cependant pas significative. Au final, ces résultats ont permis de retenir uniquement les modèles dont l'ensemble des paramètres estimé est significatif soit les modèles 23b, 19a, 24c, 23a et 22a.

Les validations croisées (*K-fold*) ont permis de constater que les cinq modèles retenus expliquent entre 54 % et 59 % de la variabilité de la régénération. Leur biais et leur précision globaux varient, pour leur part, entre - 44 et 32 tiges/ha et entre +/- 2 951 et +/- 3 137 tiges/ha (**tableau 13 et annexe 4**). Les cinq droites de régression entre la régénération prédite à l'aide de la méthode *K-fold* et observée *in situ* ont des pentes significativement similaires à 1 et des ordonnées à l'origine similaires à [0,0] (**figure 9 et annexe 4**). Quant aux tests de Durbin-Watson et de Shapiro-Wilk, ils ont démontré que les résidus des cinq modèles retenus ne présentent aucune autocorrélation et que seuls les résidus des modèles 23b, 24c et 23a sont distribués normalement.

Les tests de Breusch-Pagan ont, quant à eux, démontré que la variance des résidus des cinq modèles retenus est irrégulière. La variabilité du biais et de la précision dans les différentes portions de leur courbe prédictive illustre bien ce constat (*tableau 14 et annexe 4*). En somme, les cinq modèles retenus suite aux validations bootstrap offrent un résultat similaire, mais les modèles 23b, 24c et 23a se démarquent, car contrairement au modèle 19a et 22a leurs résidus sont distribués normalement. Malgré les faibles différences avec les autres modèles en compétition, c'est le modèle 23b qui a été retenu comme modèle théorique finale ($R^2 = 0.59$), car c'est celui qui offrent le plus faible biais global (31 tiges/ha) ainsi que le biais le plus stable tout au long de la courbe prédictive. C'est d'ailleurs ce modèle qui avait le plus de chance (32 %) d'être le meilleur parmi les 11 modèles en compétition selon les AIC.

Tableau 13 : Moyenne et intervalle de confiance des paramètres estimés dans les 11 modèles théoriques en compétition selon la validation bootstrap.

	Vég. potentielle	Sev_Cime	Sphaignes	Âge	MOR	dNBR (EI)
23b	14 166 [6 592 : 25 931]	--	532 [325 : 851]	--	--	-1.35 [-2.17 : -0.55]
28d	10 084 [3 502 : 24 043]	--	317 [86 : 809]	0.003 [-0.002 : 0.009]*	--	-1.22 [-2.13 : -0.4]
28b	11 756 [5 453 : 23 483]	--	444 [241 : 724]	35 [-28 : 93]*	--	-1.16 [-2.03 : -0.32]
26a	4 628 [3 012 : 6 352]	-1 960 [-3 578 : -285]	250 [167 : 336]	23 [0 : 46]*	--	--
26b	3 150 [1 686 : 5 296]	-1 481 [-3 195 : -217]	132 [42 : 282]	0.005 [0 : 0.010]*	--	--
19a	4 441 [2 767 : 6 075]	-2 374 [-4 140 : -575]	279 [194 : 363]	--	--	--
24c	1 748 [961 : 2 855]	--	--	0.010 [0.006 : 0.015]	102 [45 : 188]	--
23a	4 286 [2 660 : 6 042]	--	254 [167 : 344]	--	--	-4 070 [-7 435 : -996]
22a	4 453 [2 677 : 6 154]	--	261 [166 : 352]	31 [6 : 56]	--	--
28a	4 433 [2 841 : 6 073]	--	239 [151 : 334]	21 [-5 : 46]*	--	-2 916 [-6 430 : 744]*
28c	3 225 [1 686 : 5 372]	--	139 [44 : 323]	0.004 [-0.001 : 0.01]*	--	-2 385 [-5 957 : 59]*

* Paramètre estimé non significatif

Tableau 14 : Biais et précision de la régénération prédite du modèle 23b (*Végétation potentielle*, *Sphaignes* et *dNBR (EI)*) selon la validation croisée de type « *k-fold* ».

Régénération prédite	Biais	Précision	Nombre d'échantillons
Global	31	2 964	42
[- ∞ : 1 000]	389	1 263	13
]1 000 : 2 500]	218	791	7
]2 500 : 5 500]	-311	3 005	11
]5 500 : + ∞]	-169	4 715	11

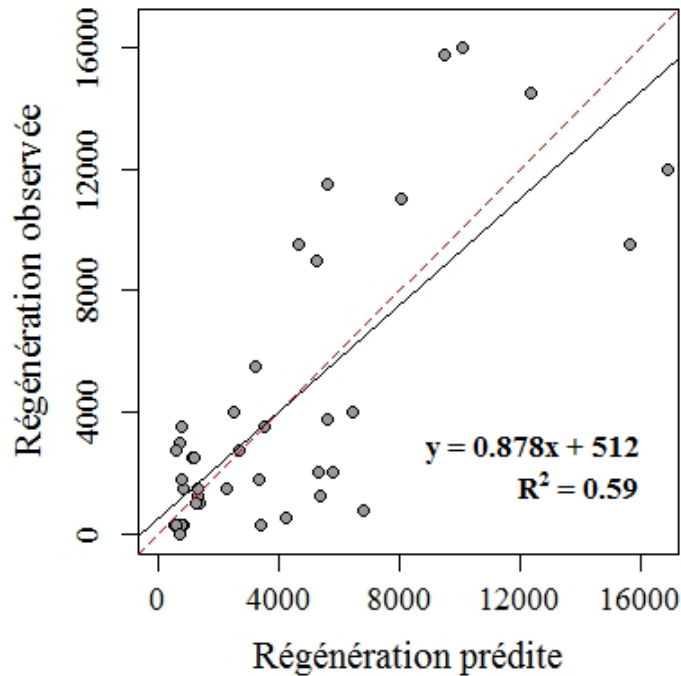


Figure 9 : Ligne noire : Régénération observée en fonction de la régénération prédite par le modèle 23b (*Végétation potentielle*, *Sphaignes* et *dNBR (EI)*) selon la validation croisée « *k-fold* ». Ligne pointillé : Pente = 1 et ordonnée à l'origine = [0:0].

6.3 Le modèle cartographique

La comparaison des 11 modèles candidats cartographiques à partir des AIC a permis de faire ressortir trois modèles dont le ω_i cumulé est égal à 0.96 (**tableau 15**). Le calcul du poids des variables explicatives a permis de constater que la *Végétation potentielle* et le *dNBR (EI)* ont 100 % de chance d'être de bonnes variables prédictives. Quant à la variable *Stades de développement*, elle a seulement 24 % de chance d'être un bon prédicteur. Pour leur part, les résultats de la validation *bootstrap* (**tableau 16**) ont permis de constater que le paramètre estimé, associé à la variable *Stade de développement*, n'est pas significatif. Pour cette raison, le modèle 7b a été retiré de la liste des modèles en compétition. Au final, les modèles 5b et 5a, utilisant tous deux la variable *Végétation potentielle* ainsi que la variable *dNBR (EI)* ont donc été les deux seuls modèles cartographiques à avoir fait l'objet de la validation croisée.

Tableau 15 : Les trois modèles cartographiques les plus parcimonieux en compétition selon les critères d'information d'Akaike.

#	Modèles candidats retenus	K	AICc	Δ AICc	ω_i
5b	Vég. potentielle + dNBR (EI)*	4	811.75	0.00	0.61
7b	Vég. potentielle + Stade + dNBR (EI)*	5	814.02	2.27	0.20
5a	Vég. potentielle + dNBR (EI)	4	814.54	3.79	0.15

* Variables sous forme exponentielle

Tableau 16 : Moyenne et intervalle de confiance des paramètres estimés dans les trois modèles cartographiques en compétition selon la validation bootstrap.

#	Vég. potentielle	Stade	dNBR (EI)
5b	20 289 [6 127 : 12 783]	--	-1.97 [-3.00 : -1.10]
7b	19 090 [7 217 : 43 400]	-6 716 [-32 622 : 33 873]*	-1.88 [-3.06: -0.96]
5a	4 118 [1 881 : 6 362]	--	-8 066 [-11 990 : -4 247]

* Paramètre estimé non significatif

Les validations croisées des modèles 5b et 5a ont permis de constater que globalement ces modèles surestiment légèrement la régénération de l'épinette noire et ont une précision d'environ 3 800 tiges/ha (*tableau 17 et 18*). Le biais et la précision ne sont cependant pas constants tout le long de la courbe prédictive. D'ailleurs, selon le test de Breusch-Pagan, la variance des résidus est irrégulière. Quant aux tests de Durbin-Watson et de Shapiro Wilk, ils ont démontré que les résidus ne présentent pas d'autocorrélation, mais que seuls les résidus du modèle 5a présentent une distribution normale. Pour leur part, les deux droites de régression entre la régénération prédite et observée ont des pentes significativement similaires à 1 et des ordonnées à l'origine similaire à [0,0] (*figure 9 et annexe 4*). Suite à ces constats, le modèle cartographique sélectionné comme le plus parcimonieux a été le modèle 5a, car globalement, il était moins biaisé et plus précis que le modèle 5b (*tableau 14 et 4*). De plus, puisque ce modèle ne sous-estime que la régénération inférieure à 2 500 tiges/ha, l'utilisation de ce modèle suite au passage d'un feu en forêt boréale apparaît comme une alternative prudente pour cartographier le risque d'accident de régénération. Finalement, comme dans le cas du modèle théorique, la précision du modèle 5a est meilleure dans les faibles valeurs prédites que dans les grandes.

Tableau 17 : Biais et précision de la régénération prédite du modèle 5b (*Végétation potentielle* et *dNBR (EI)*) selon la validation croisée de type « *k-fold* ».

Régénération prédite	Biais	Précision	Nombre d'échantillons
Global	-51	3 828	42
$[-\infty : 1\,000]$	-590	590	1
$]1\,000 : 2\,500]$	104	1 560	15
$]2\,500 : 5\,500]$	830	4 248	16
$]5\,500 : +\infty]$	-1 636	5 385	10

Tableau 18 : Biais et précision de la régénération prédite du modèle 5a (*Végétation potentielle* et *dNBR (EI)*) selon la validation croisée de type « *k-fold* ».

Régénération prédite	Biais	Précision	Nombre d'échantillons
Global	-1	3 780	42
$[-\infty : 1\,000]$	632	1 109	11
$]1\,000 : 2\,500]$	1 433	2 389	4
$]2\,500 : 5\,500]$	-471	3 983	16
$]5\,500 : +\infty]$	-470	5 309	11

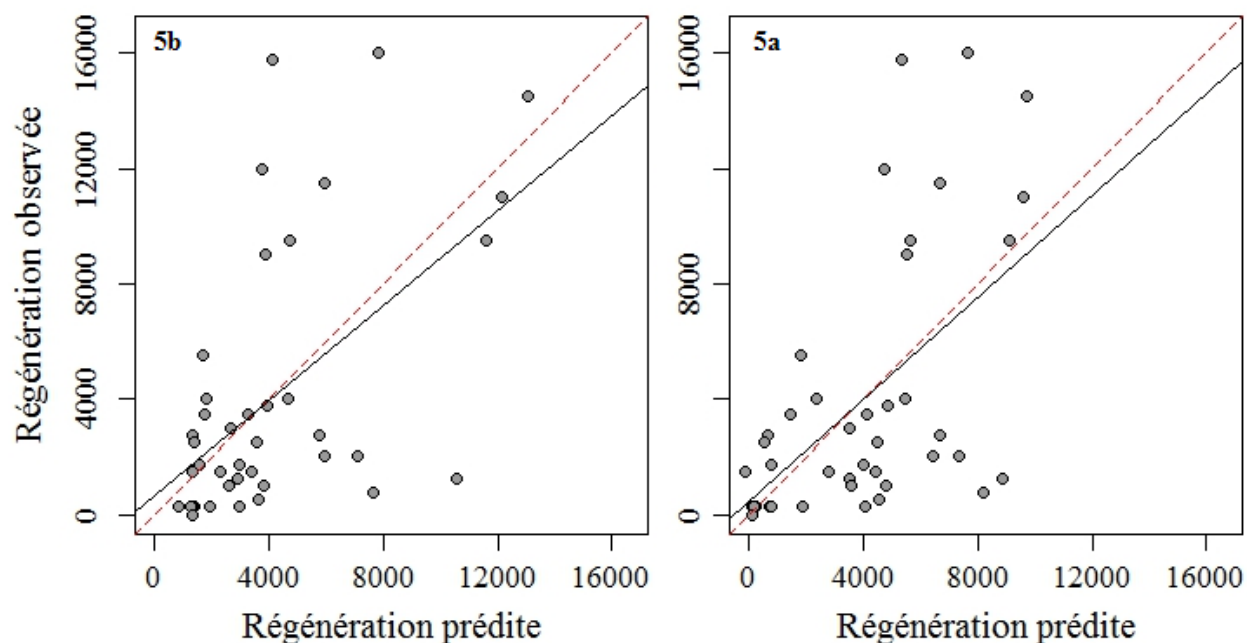


Figure 10 : Ligne noire : Régénération observée en fonction de la régénération prédite par le modèle 5b et 5a (*Végétation potentielle* et *dNBR (EI)*) selon la validation croisée « *k-fold* ». Ligne pointillé : Pente = 1 et ordonnée à l'origine = $[0;0]$.

L'application du modèle cartographique sélectionné (5a) a permis la création d'une carte de densité de la régénération de l'épinette noire (*figure 11*). Appliqué à l'intérieur des limites du feu de 2005 utilisé comme territoire d'étude, ce modèle a seulement été calculé dans les secteurs dominés par l'épinette noire avant le passage du feu en 2005. À partir de cette carte de densité et de la précision associée aux quatre sections de la courbe prédictive (*équation 10*), une carte illustrant les risques d'accident de régénération a aussi été créée (*figure 12*). Selon la précision calculée pour chaque section de la courbe prédictive, chaque classe de régénération cartographiée présentait un risque d'accident de régénération (*tableau 19*).

Tableau 19 : Intervalle du pourcentage de risque d'accident de régénération en fonction de la précision et de la régénération prédite.

Tiges d'épinette noire/m ²	Risque d'accident de régénération
[0 : 1 000]	50 à 100 %
]1 000 : 2 500]	23 à 50 %
]2 500 : 5 500]	0 à 32 %
]5 500 : 16 000]	0 à 8 %

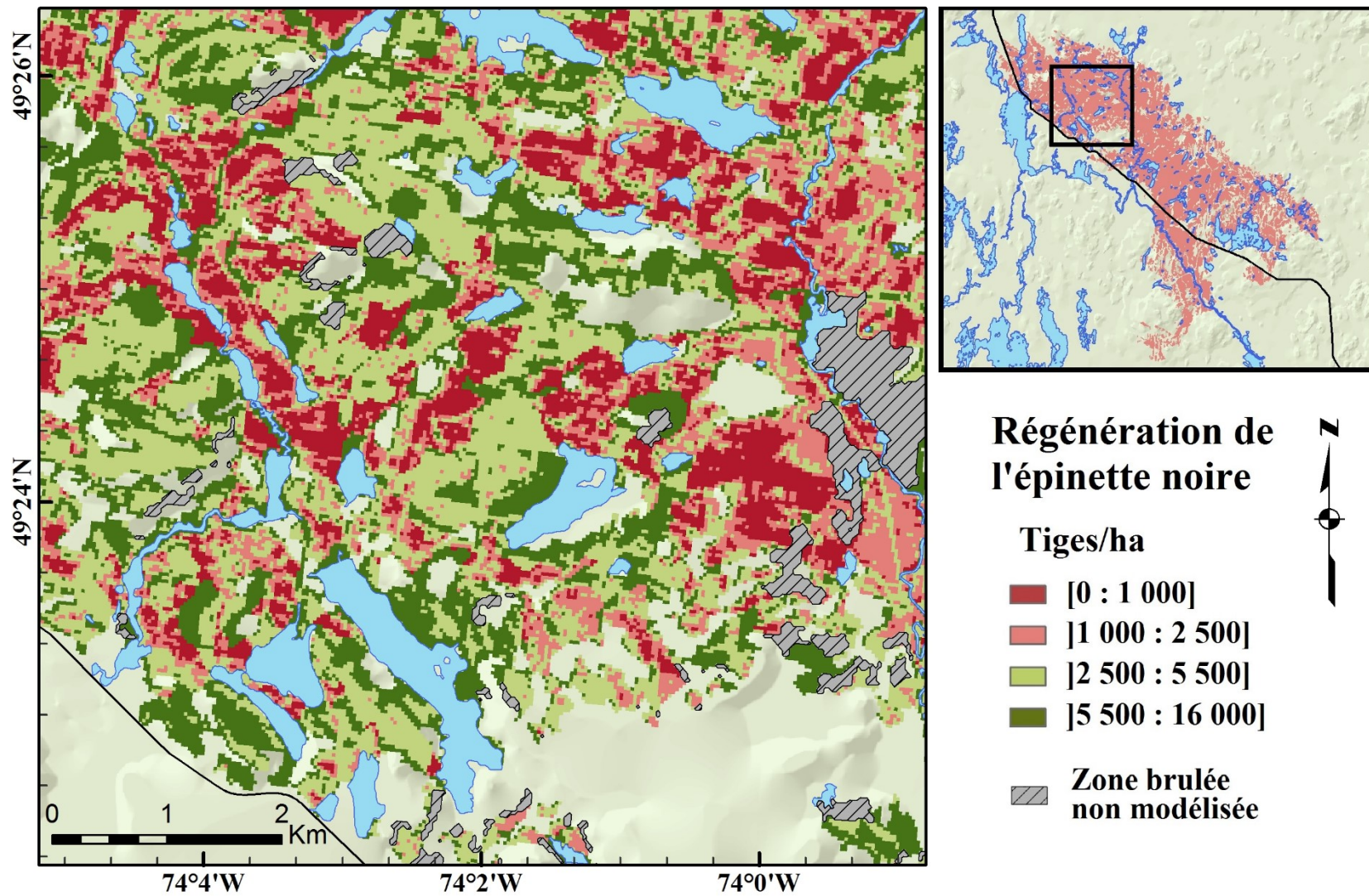


Figure 11 : Exemple d'application du modèle cartographique de la régénération de l'épinette noire en fonction de la *Végétation potentielle* et de la sévérité du feu selon le *dNBR (EI)* (modèle 5a).

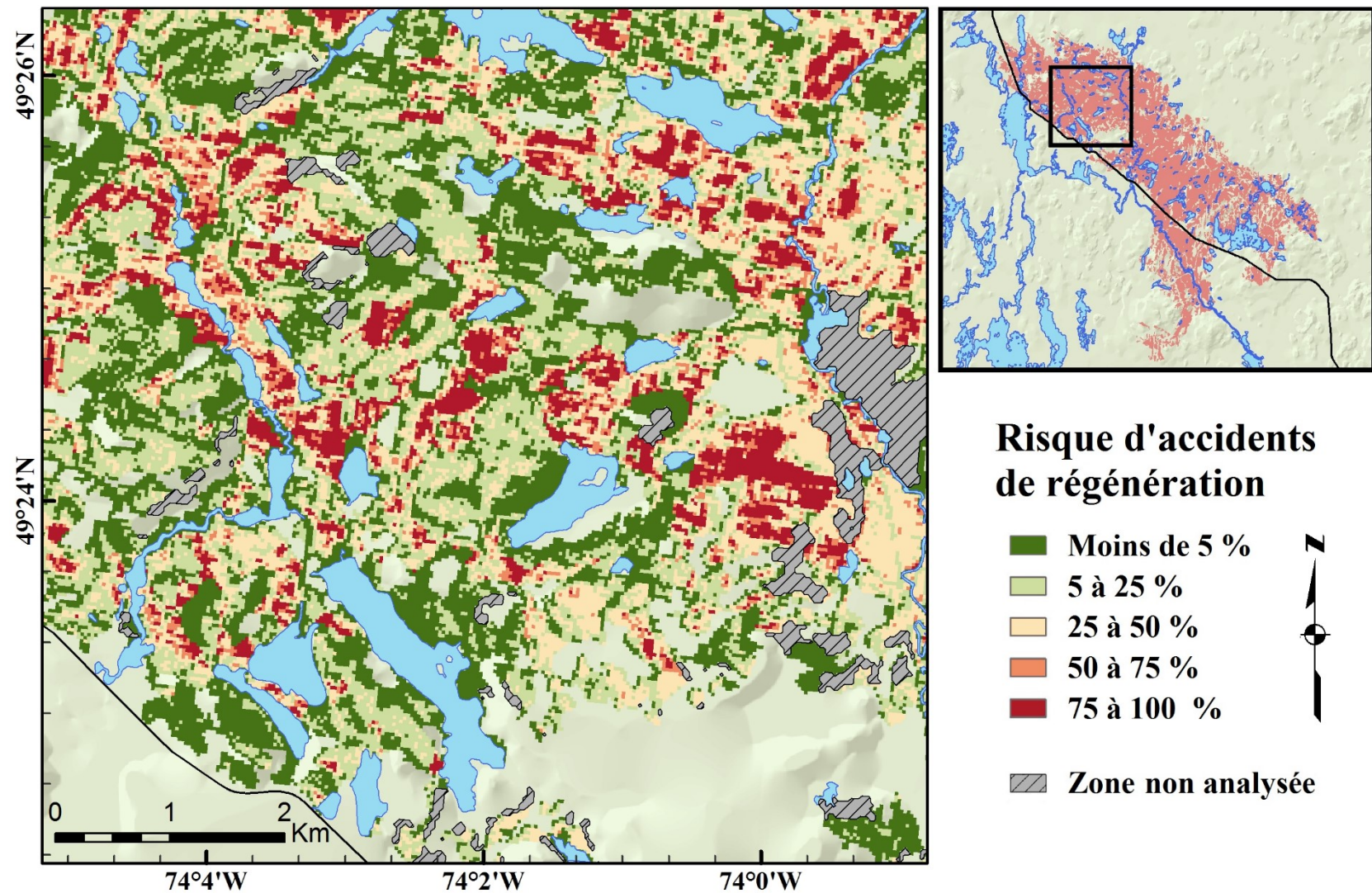


Figure 12 : Exemple d'application de cartographie du risque d'accident de régénération (< 1 000 tiges/ha) selon la précision des valeurs prédites de régénération du modèle 5a (*Végétation potentielle* et *dNBR (EI)*).

7 Discussion

Depuis plus de 50 ans, les coupes ont contribué au rajeunissement de la mosaïque forestière boréale méridionale (Cyr *et al.* 2009; Boucher *et al.* 2014; Boucher *et al.* 2016 (soumis)). De plus, l'impact des activités anthropiques sur le climat a aussi des conséquences importantes sur l'accroissement de la fréquence des feux (Bergeron *et al.* 2010). Face à ces changements dans la dynamique des perturbations naturelles, le maintien de la résilience des peuplements forestiers boréaux est primordial (Gauthier *et al.* 2015). Afin d'atténuer l'impact de ces changements, une meilleure compréhension des mécanismes de résilience et une surveillance des risques d'accident de régénération sont nécessaires. Des études récentes ont d'ailleurs démontré la perte de résilience des peuplements denses d'épinette noire à la suite de perturbations successives (Payette *and* Delwaide 2003; Girard *et al.* 2008; Côté *et al.* 2013). Les observations faites dans ces études suggèrent que l'ouverture des pessières à mousses est principalement causée par des successions rapprochées de feux, de coupes et d'épidémies d'insectes. Il restait toutefois à établir une base quantitative de leur impact et à évaluer si la télédétection et les données d'inventaire forestier provinciales peuvent contribuer à cartographier les risques d'accident de régénération suite au passage d'un feu en forêt boréale québécoise.

7.1 Historique des perturbations

Les résultats obtenus permettent de constater que la succession rapprochée (< 55 ans) d'une coupe et d'un feu n'entraîne pas automatiquement une ouverture des peuplements d'épinette noire. Tout d'abord, les peuplements affectés par la coupe de récupération de brûlis (1963), immatures lors du feu de 2005, sont caractérisés par une faible régénération. Ces résultats concordent d'ailleurs avec ceux de Viglas *et al.* (2013) qui ont démontré que la régénération de l'épinette noire est limitée par la faible disponibilité de semences jusqu'à 50 ans. En contrepartie, la régénération à la suite du feu de 2005, observé dans les peuplements coupés entre 1948 et 1967, est similaire à celle observée dans les peuplements matures non perturbés dans les 60 années précédant le feu. Ce deuxième résultat qui diffère de ceux obtenus par Payette et Dalwaide (2003) pourrait s'expliquer par les différences dans l'historique des perturbations des sites étudiés. Tout d'abord, le nombre d'années d'écart entre les coupes et le feu étudiées par Payette et Dalwaide (2003) est plus petit (37

et 45 ans) que dans nos sites d'étude (entre 40 et 57 ans). Deuxièmement, le feu étudié par Payette et Delwaide (2003) est survenu en 1991 suite à une importante d'épidémies d'insecte (1984 à 1989). Cette épidémie d'insecte qui a affecté la quantité et la qualité de la banque de semences est aussi l'une des causes de l'échec de régénération suite à la succession de feux (1920 et 1995) étudiés par Côté *et al.* (2013).

Ces constats suggèrent que les arbres non récoltés ($DHP < 9$ cm) lors des coupes forestières (1948 à 1967) et non affectées par une épidémie d'insecte dans les années précédant le feu de 2005 ont formé des legs biologiques fournissant une banque de semences essentielles à la régénération des peuplements. Plus particulièrement, la résilience de ces peuplements est attribuable au fait que ceux-ci avaient atteint leur maturité sexuelle en 2005, soit plus de 50 ans (Viglas *et al.* 2013) et qu'aucune épidémie d'insecte n'est venue affecter leur banque de semence. D'ailleurs, les résultats obtenus démontrent aussi que l'*Âge moyen* estimé à partir des cernes de croissance est corrélé de manière significative avec la régénération. Une succession « coupe-feu », où des arbres spatialement bien distribués sont laissés en place lors de la récolte, serait donc moins à risque de subir un accident de régénération qu'un peuplement où la coupe provoque une perte totale du couvert forestier comme dans le cas d'une coupe de récupération de brûlis.

L'absence de la variable *Historique* dans le modèle candidat et le retrait de la variable *Stade de développement* suite aux validations *bootstrap* semble, pour leur part, avoir été causé par le manque de précision des inventaires forestiers utilisés pour cartographier ces variables. Plus précisément, l'âge identifié dans le 3^e inventaire forestier (1990), généralement déterminé en fonction de la hauteur des peuplements, est dans la majorité des cas sous-estimé de plusieurs dizaines d'années. Cette sous-estimation ne permet pas de déterminer avec certitude si les peuplements ont atteint ou non leur maturité sexuelle. Cette sous-estimation est d'autant plus importante considérant que l'*Âge des peuplements*, utilisé pour effectuer la validation, est aussi sous-estimé (Parisien *et al.* 2005). Finalement, les inventaires forestiers ne permettent pas de cartographier avec précision les successions rapprochées d'épidémie de TBE, de feu et de coupe survenue sur le territoire. Cette imprécision est due au fait qu'avant le 3^e inventaire forestier (1990), seule la dernière perturbation avant la prise de vue des photographies aériennes était cartographiée. Une

variable explicative basée sur une analyse dendro écologique des rondelles et carottes échantillonnées aurait permis d'identifier et de dater la présence de la TBE à l'endroit de chaque placette d'échantillonnage et ainsi de mieux quantifier l'impact des différentes perturbations successives survenues. C'est d'ailleurs à l'aide de ce type d'analyse que les études précédentes sur le sujet (Payette *and* Delwaide 2003, Côté *et al.* 2013) ont pu caractériser avec précision l'historique des sites étudié. Extrêmement pertinente pour des études historiques, la mise en place d'une telle variable qui nécessiterait la prise de données *in situ* n'est cependant pas souhaitable dans la cadre d'une application pratique sur de grands territoires. Les inventaires aériens annuels de défoliation réalisée par le MFFP depuis 1991 (MFFP 2016) offrent, pour leur part, une alternative de premier choix afin de développer des modèles cartographiques du risque d'accident de régénération à l'échelle du Québec.

7.2 Les modèles prédictifs

Selon les AIC, la *Végétation potentielle*, la variable *Sphaignes* et le *dNBR (EI)*, qui expliquent 59 % de la régénération, seraient à l'échelle des placettes d'échantillonnage les variables les plus déterminantes dans la capacité du peuplement à se régénérer à la suite d'un feu. Tout d'abord, la variable *Sphaignes* fortement corrélée avec la régénération d'épinette noire ($R^2 = 40\%$) était sans contester la variable la plus décisive dans le succès ou l'échec de la régénération. Ce résultat s'explique par le type de feu étudié soit un feu de cime, caractérisé au sol par une épaisse couche de matière organique résiduelle calcinée. Plus particulièrement, ces lits de germination qui recouvrent en moyenne 75 % des placettes d'échantillonnage sont reconnus pour s'assécher rapidement et sont associés à un haut taux de mortalité des semis d'épinette noire (Charron *and* Greene 2002; Greene *et al.* 2004; Kemball *et al.* 2006). Lors des périodes chaudes et sèches qui ont suivi le passage du feu de 2005 (Environnement Canada, 2010), la présence de sphaignes qui permet de maintenir un taux d'humidité plus stable a donc favorisé la survie des semis (Veilleux-Nolin *and* Payette 2012; Boiffin *and* Munson 2013). La sphaigne est cependant souvent mal distribuée sur les sols forestiers. L'établissement des semis, là où il y a présence de sphaignes, a donc pour répercussion de concentrer la régénération sur les mêmes sites de germination et ainsi d'augmenter la compétition. De plus, la présence de *Sphaignes*,

corrélée avec l'épaisseur de la *MOR* (Simard *et al.* 2009), influence de manière significative le régime hydrique des sols et est associée à une faible activité microbienne qui réduit le taux de décomposition (Lavoie *et al.* 2005). Bénéfiques pour l'établissement des semis, les sphaignes offrent donc à long terme des sites de croissance peu favorables. Afin d'évaluer adéquatement les risques d'accident de régénération à long terme, il sera donc important d'effectuer des analyses approfondies de l'impact de la sphaigne et de l'épaisseur de la *MOR* sur la survie et la croissance des semis.

Quant à elle, la *Végétation potentielle*, basée sur la sère physiographique de la région écologique du coteau de la rivière Nestaocano (*Annexe 5*), offre un potentiel très intéressant pour cartographier la régénération sur de grands territoires. Situées principalement sur les sommets arrondis et sur les hauts et moyens versants convexes des coteaux (*Annexe 5*), les sapinières à épinette noire (RS) seraient caractérisées par une meilleure régénération de l'épinette noire que les pessières à mousses (RE) situées principalement dans les dépressions et les bas versants. Ce résultat s'explique probablement par les différentes interactions entre les éléments biologiques et physiques qui définissent la *Végétation potentielle* soit la composition du peuplement, la présence d'espèces indicatrices, le type de dépôt de surface, le drainage ainsi que la position du site dans le relief. D'ailleurs, malgré le fait que ces variables n'ont pas été retenues dans la mise en place des modèles candidats, ceux-ci sont réputés pour avoir un impact important sur la régénération de l'épinette noire (Johnstone *et al.* 2010; Boiffin and Munson 2013). Une validation terrain de la *Végétation potentielle* ainsi qu'une analyse approfondie des interactions entre les variables biologique et physique qui la définissent permettraient sans doute de mieux comprendre son impact sur la régénération de l'épinette noire. Finalement, notons que des travaux similaires réalisés par (Côté *et al.* 2012) ont abouti à des résultats contradictoires à ceux obtenus dans cette étude, soit une meilleure régénération de l'épinette noire dans les RE que dans les RS. Cette différence importante pourrait s'expliquer par le fait que les feux étudiés par Côté *et al.* (2012) sont survenus plus tard dans la saison de croissance soit en août ainsi que dans un autre domaine bioclimatique soit dans la sapinière à bouleau blanc.

La troisième et dernière variable explicative significative retenue dans le modèle théorique et cartographique est la sévérité du feu calculé à l'aide de l'indice spectral *dNBR (EI)*. La relation négative entre le *dNBR (EI)* et la régénération de l'épinette noire s'explique par le fait que le *dNBR (EI)* est davantage corrélé avec la *Sévérité à la cime* des arbres qu'avec la sévérité au sol (French *et al.* 2008; Hoy *et al.* 2008). Des études ont d'ailleurs démontré qu'une forte sévérité de feu à l'endroit des cimes a pour conséquence d'endommager la banque de semences et d'affecter le potentiel de régénération du peuplement (Arseneault 2001; Jayen *et al.* 2006). La sévérité au sol est cependant davantage reconnue comme variable déterminante pour prédire la trajectoire de succession suite au passage d'un feu que la sévérité à la cime des arbres (Johnstone *and* Chapin 2006; Lecomte *et al.* 2006; Kemball *et al.* 2006). La meilleure capacité prédictive du *dNBR (EI)* par rapport à l'épaisseur de la *MOR*, habituellement utilisée pour quantifier la sévérité au sol, s'explique encore une fois par le type de feu étudié soit un feu de cime caractérisé au sol par une forte épaisseur de matière organique résiduelle peu propice à l'établissement des semis.

La comparaison des deux méthodes de calcul du dNBR, proposé par Key et Benson (2006), a permis de constater que celles-ci n'offrent pas la même capacité prédictive. Même si la méthode EA a été identifiée par Key et Benson (2006) comme la plus prometteuse pour analyser les conséquences à long terme de la sévérité du feu sur les écosystèmes, elle n'a pas démontré de corrélation significative avec la régénération de l'épinette noire contrairement à la méthode EI. Ce résultat suggère que le type de feux étudié ainsi que la disponibilité et le choix de l'image après feu sélectionné pour calculer le dNBR peut avoir des conséquences déterminantes sur sa capacité à prédire la régénération de l'épinette noire. Validés principalement en Alaska, le dNBR (EI) et le dNBR (EA) n'offrent d'ailleurs pas une corrélation constante avec la sévérité du feu (CBI) (Epting *et al.* 2005; Allen *and* Sorbel 2008; Murphy *et al.* 2008). Dans l'optique où l'on souhaite utiliser cette variable pour prédire la régénération suite au passage de feux, il serait préalablement nécessaire de comparer et valider temporellement et à l'échelle du Québec ces deux approches.

Finalement, la comparaison entre le modèle théorique et le modèle cartographique permet de constater que l'utilisation de données *in situ* améliore grandement la capacité prédictive de la régénération de l'épinette noire. Plus particulièrement, l'ajout de la variable sphaigne

fait passer le R^2 de 0.30 à 0.59. Cependant, dans un cas comme dans l'autre, la faible précision globale de ces deux modèles finaux sélectionnés ($> 2\,900$ tiges/ha), peut facilement faire la différence entre le succès ou l'échec de la régénération. Par exemple, une prédiction de régénération de 500 tiges/ha varie réellement, selon la validation effectuée, entre une absence de régénération et une régénération amplement suffisante pour produire à long terme un peuplement productif (3 400 tiges/ha). La mise en place d'une carte de risque qui intègre la précision du modèle permet donc de contrer cette limite importante en apportant, à l'utilisateur, une information supplémentaire sur la probabilité que survienne un accident de régénération. Combiné à une telle carte de risque, le modèle cartographique qui ne nécessite aucune campagne terrain offre donc un potentiel intéressant pour évaluer la régénération sur de grands territoires. Accompagné d'un inventaire terrain ciblé, un tel modèle, implanté dans un environnement cartographique interactif, permettrait sans aucun doute de localiser rapidement et à moindre coût les zones à risque et ainsi appuyer la planification des travaux de reboisement.

8 Conclusion

Dans un contexte de rajeunissement de la mosaïque forestière boréale, la hausse appréhendée d'accidents de régénération provoquant l'ouverture des pessières denses à mousse est sans aucun doute inquiétante. La grande proportion (67 %) d'accidents de régénération observé dans les peuplements brûlés et récoltés dans les années 1963 à la suite du feu de 2005 contribue à alimenter cette inquiétude. Les résultats obtenus permettent cependant de dissiper certaines craintes concernant le risque d'accident de régénération à la suite d'une succession rapprochée de coupes et de feux. Plus précisément, les coupes forestières où des épinettes noires distribuées de manière uniforme sont laissées en place lors de la récolte permettraient aux peuplements d'atteindre plus rapidement leur maturité sexuelle et ainsi augmenter leur résilience advenant le passage d'un feu. Ces résultats suggèrent que les arbres non récoltés et bien distribués sur le parterre de coupe sont des legs biologiques essentiels à la résilience des peuplements denses d'épinette noire. De plus, les résultats obtenus permettent de constater qu'à la suite d'un feu de cime, caractérisé au sol par une épaisse couche de matière organique résiduelle, la présence de sphaignes qui

maintient une humidité stable à l'endroit des microsites de germination est déterminante dans le succès de la régénération de l'épinette noire.

L'ensemble des résultats obtenus suggère que les modèles développés dans le cadre de cette étude permettent d'expliquer et prédire la régénération de l'épinette noire suite au passage d'un feu de cime caractérisé au sol par une épaisse couche de matière organique. Les travaux réalisés par Veilleux-Nolin et Payette (2012) démontrent d'ailleurs que ce patron de sévérité au sol est une caractéristique importante des feux survenus au courant des 20 dernières années. Si cette tendance se maintient, le dNBR(EI) et les modèles développés auront un bon potentiel pour prédire la régénération suite au passage des feux qui surviendront sur le territoire. Malgré tout, une plus grande quantité de placettes d'échantillonnage, située dans des sous-zones de végétation variées ainsi que dans des peuplements brûlés dans des années et des mois différents, permettraient d'ajouter, aux modèles prédictifs, des variables climatiques considérées comme déterminantes pour la survie initiale des semis (Johnstone *et al.* 2011; Veilleux-Nolin *and* Payette 2012; Boiffin *et al.* 2013). Les précipitations et la température moyenne estivale lors de l'établissement des semis, combinée à une cartographie plus précise de l'historique des perturbations et une cartographie de la présence de sphaignes permettrait sans aucun doute d'améliorer la capacité prédictive d'un modèle cartographique applicable à l'ensemble du Québec.

9 Références

- Allen J.L. *and* Sorbel B. (2008) Assessing the differenced Normalized Burn Ratio's ability to map burn severity in the boreal forest and tundra ecosystems of Alaska's national parks. *International Journal of Wildland Fire*. 17: 463-475.
- Arseneault D. (2001) Impact of fire behavior on postfire forest development in a homogeneous boreal landscape. *Canadian Journal of Forest Research*. 31(8): 1367-1367.
- Baty, F., Ritz, C., Charles, S., Brutsche, M., Flandrois, J.P. *and* Delignette-Muller, M.L. (2015). A Toolbox for Nonlinear Regression in R: The Package nlstools. accepted for publication at the *Journal of Statistical Software*.
- Bergeron Y. (2000) Species and stand dynamics in the mixed woods of Quebec's southern boreal forest. *Ecology*. 81(6): 1500-1516.
- Bergeron Y., Cyr D., Girardin M.P. *and* Carcaillet C. (2010) Will climate change drive 21st century burn rates in Canadian boreal forest outside of its natural variability: collating global climate model experiments with sedimentary charcoal dat. *International Journal of Wildland Fire*. 19: 1127-1139.
- Bergeron Y., Gauthier S., Imbeau L., Jobidon R., Raulier F., Robitaille A. *et* Saucier J.-P. (2013) Rapport du Comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles du Québec, Secteur des forêts. 148 p.
- Blouin J. *et* Berger J.-P. (2004) Guide de reconnaissance des types écologiques des régions écologiques 6c, 6d, 6e, 6f *et* 6g. Ministère des Forêts de la Faune *et* des Parcs, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers. 210 p.
- Boiffin J. *and* Munson A. (2013) Three large fire years threaten resilience of closed crown black spruce forests in eastern Canada. *Ecosphere*. 4(5): 56.
- Boucher Y., Grondin P. *and* Auger I. (2014) Land use history (1840-2005) and physiography as determinants of southern boreal forests. *Landscape Ecology*. 29(3): 437-450.
- Boucher J. (2016) Intégration de la caractérisation de la sévérité du feu dans les outils d'aménagement écosystémique en forêt boréale. These (Ph.D.) Université Laval, 168 p.
- Boucher, Y., Perrault-Hébert, M., Fournier, R., Drapeau, P., Auger, I. (2016, soumis) Cumulative patterns of logging and fire (1940-2009): consequences on the structure of the eastern Canadian boreal forest. *Landscape Ecology*. (Accepté avec correction mineur)
- Braun-Blanquet J., Roussine N. *et* Negre R. (1952) Les groupements végétaux de la France méditerranéenne. Direction de la Carte Groupements Végétaux de l'Afrique du Nord, CNRS, 292 p.
- Cayford J. *and* MacRae D.J. (1983). The ecological role of fire in jack pine forests. In *Fire in northern circumpolar ecosystems*. New York, John Wiley and Sons.
- Charron I. *and* Greene D.F. (2002) Post-wildfire seedbeds and tree establishment in the southern mixedwood boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research*. 32(9): 1607-1615.

- Côté S., Bournival P., Boulfroy E., Blouin D. and Vachon L. (2012) Mise à jour d'un modèle de prédiction de la régénération forestière 5 ans après feu et application aux territoires récemment brûlés en Mauricie dans la sapinière à bouleau blanc. Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy inc. (CERFO). Québec. 119 p.
- Côté D., Girard F., Hébert F.o., Bouchard S., Gagnon R. and Lord D. (2013) Is the closed-crown boreal forest resilient after successive stand disturbances? A quantitative demonstration from a case study. *Journal of Vegetation Science*. 24: 664-674.
- Cyr D., Gauthier S., Bergeron Y. and Carcaillet C. (2009) Forest management is driving the eastern North American boreal forest outside its natural range of variability. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 7(10): 519-524.
- Davison A.C. and Hinkley D.V., Eds. (1997). *Bootstrap methods and their application*, Cambridge University Press. 582 p.
- Données numériques d'élévation du Canada (DNEC), [fichier d'ordinateur] 2014. Ressources naturelles Canada, Centre canadien de télédétection/Agence spatiale canadienne, Ottawa. Disponible : GéoGratis
<ftp://ftp2.cits.rncan.gc.ca/pub/geobase/official/cded/> (consulté le 8 février 2014)
- Environnement Canada, Atmospheric Environment Service, Ottawa. 2010. Canadian Climate Normals, 1981-2010. Stations Chibougamau-Chapais, Chapais.
- Epting J., Verbyla D. and Sorbel B. (2005) Evaluation of remotely sensed indices for assessing burn severity in interior Alaska using Landsat TM and ETM. *Remote Sensing of Environment*. 96(3): 328-339.
- Fenton N., Lecomte N., Légaré S. and Bergeron Y. (2005) Paludification in black spruce (*Picea mariana*) forests of eastern Canada: Potential factors and management implications. *Forest Ecology and Management*. 213(1): 151-159.
- French N.H.F., Kasischke E.S., Hall R.J., Murphy K.A., Verbyla D.L., Hoy E.E. and Allan J.L. (2008) Using Landsat data to assess fire and burn severity in the North American boreal forest region: an overview and summary of results. *International Journal of Wildland Fire*. 17: 443-462.
- Gauthier S., Vaillancourt M.-A., Kneeshaw D., Drapeau P., De Grandpré L., Claveau Y. et Paré D. (2008). « *Aménagement forestier écosystémique : Origines et fondements* ». (Chapitre 1), dans Gauthier S., Vaillancourt M.-A., Leduc A. et al., *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. Presse de l'Université du Québec. p.41-60.
- Gauthier S., Raulier F., Ouzennou H. and Saucier J.-P. (2015) Strategic analysis of forest vulnerability to risk related to fire: an example from the coniferous boreal forest of Quebec1. *Canadian Journal of Forest Research*. 45(5): 553-565
- Girard F., Payette S. and Gagnon R. (2008) Rapid expansion of lichens woodlands within the closed-crown boreal forest zone over the last 50 years caused by stand disturbances in eastern Canada. *Journal of Biogeography*. 35: 529-537.

- Girard F., Payette S. and Gagnon R. (2009) Origin of the lichen-spruce woodland in the closed-crown forest zone of eastern Canada. *Global Ecology and Biogeography*. 18: 291- 303.
- Greene D.F., Noël J., Bergeron Y., Rousseau M. and Gauthier S. (2004) Recruitment of *Picea mariana*, *Pinus banksiana*, and *Populus tremuloides* across a burn severity gradient following wildfire in the southern boreal forest of Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*. 34(9): 1845-1857.
- Hall R.J., Freeburn J.T., de Groot W.J., Pritchard J.M., Lynham T.J. and Landry R. (2008) Remote sensing of burn severity : experience from western Canada boreal fires. *International Journal of Wildland Fire*. 17: 476-489.
- Hoy E.E., French N.H.F., Turetsky M.R., Trigg S.N. and Kasischke E.S. (2008) Evaluating the potential of Landsat TM/ETM+ imagery for assessing fire severity in Alaskan black spruce forests. *International Journal of Wildland Fire*. 17: 500-554.
- Jayen K., Leduc A. and Bergeron Y. (2006) Effect of fire severity on regeneration success in the boreal forest of northwest Québec, Canada. *Écoscience*. 13(2): 143-151.
- Johnstone J.F. and Chapin F.S. (2006) Effect of soil burn severity on post-fire tree recruitment in boreal forest. *Ecosystems*. 9: 14-31.
- Johnstone J.F. and Kasischke E.S. (2005) Stand-level effects of soil burn severity on postfire regeneration in a recently burned black spruce forest. *Canadian Journal of Forest Research*. 35: 2151-2163.
- Johnstone J.F., Hollingsworth T.N., Chapin F.S. and Mack M.C. (2010) Changes in fire regime break the legacy lock on successional trajectories in Alaskan boreal forest. *Global Change Biology*. 16: 1281-1295.
- Kemball K.J., Wang G.G. and Westwood A.R. (2006) Are mineral soils exposed by severe wildfire better seedbeds for conifer regeneration? *Canadian Journal of Forest Research*. 36: 1943-1950.
- Key C.H. and Benson N.C. (2006) Landscape Assessment (LA) : Sampling and analysis methods. USDA Forest Service General Technical Reports. 55 p.
- Lavoie M., Pare D., Fenton N., Groot A. and Taylor K. (2005) Paludification and management of forested peatlands in Canada: a literature review. *Environmental Reviews*. 13(2): 21-21.
- Lecomte N., Simard M. and Bergeron Y. (2006) Effect of fire severity and initial tree composition on stand structural development in the coniferous boreal forest of northwestern Québec, Canada. *Écoscience*. 13(2): 152-163.
- Létourneau J.-P., Bard A., Lambert J., Lord G. et Faucher A. (2009) Normes de cartographie écoforestière : Troisième inventaire écoforestier. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressource naturelles et de la Faune, Direction des inventaires forestier. 109 p.
- Liu Y. and Chen W. (2012) A SAS macro for testing differences among three or more independent groups unsing Kruskal-Wallis and Nemenyi tests. *Journal of Huazhong University of Science and Technology*. 32(1): 130-134.

- Mazerolle M.J. (2015) AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c). R package version 2.0-3.
<http://CRAN.R-project.org/package=AICcmodavg>.
- Mazerolle M.J. (2006) Improving data analysis in herpetology: using Akaike's information criterion (AIC) to assess the strength of biological hypotheses. *Amphibia-Reptilia*. 27: 169-180.
- MFFP, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. Gros plan sur les forêts : Relevés aériens des dommages causés par les insectes. [En ligne], 2016.
<http://mffp.gouv.qc.ca/forets/fimaq/insectes/fimaq-insectes-portrait-relevés.jsp>. (Page consultée le 16 août 2016)
- Morin H. (1994) Dynamics of balsam fir forests in relation to spruce budworm outbreaks in the boreal zone of Québec. *Canadian Journal of Forest Research*. 24: 730-741.
- Murphy K.A., Reynolds J.H. and Koltun J.M. (2008) Evaluating the ability of the differenced Normalized Burn Ratio (dNBR) to predict ecologically significant burn severity in Alaskan boreal forests. *International Journal of Wildland Fire*. 17: 490-499.
- Payette S. and Delwaide A. (2003) Shift of conifer boreal forest to lichens–heath parkland caused by successive stand disturbances. *Ecosystems*. 6: 540-550.
- Payette S., Bhiry N., Delwaide A. and Simard M. (2000) Origin of the lichens woodland at its southern range limit in eastern Canada: the catastrophic impact of insect defoliators and fire on the spruce–moss forest. *Canadian Journal of Forest Research*. 30: 288-305.
- Pothier D. (2001) Perturbations et dynamique : Portrait de la forêt boréale québécoise. *Le naturaliste canadien*. 125(3): 5-9.
- R Development Core Team, 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL
<http://www.R-project.org/>
- Robitaille A. et Saucier J.-P. (1998). Paysages régionaux du Québec méridional. Québec, Les Publications du Québec. 213 p.
- Rodriguez J.D., Pérez A. and Laozano J.A. (2010) Sensitivity analysis of k-fold cross validation in prediction error estimation. *IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence*. 32(3): 569-575
- Simard M., Bernier P.Y., Bergeron Y., Pare D. and Guerine L. (2009) Paludification dynamics in the boreal forest of the James Bay Lowlands: effect of time since fire and topography. *Canadian Journal of Forest Research*. 39(3): 546-546.
- Soverel N.O., Perrakis D.D.B. and Coops N.C. (2010) Estimating burn severity from Landsat dNBR and RdNBR indices across western Canada. *Remote Sensing of Environment*. 114: 1896-1909.
- Splawinski T., Greene D.F. and Gauthier S. (2014) A model of the post-fire recruitment of *Picea mariana* and *Pinus banksiana* as a function of salvage timing and intensity. *Ecological Modelling*. 282: 35-43.

- St-Pierre H. et Gagnon R. (1992) Régénération après feu de l'épinette noire (*Picea mariana*) et du pin gris (*Pinus banksiana*) dans la forêt boréale, Québec. Canadian Journal of Forest Research. 22: 474-481.
- Symonds M.R.E. and Moussalli A. (2011) A brief guide to model selection, multimodel inference and model averaging in behavioural ecology using Akaike's information criterion. Behavioral Ecology and Sociobiology. 65: 13-21.
- Vaillancourt M.-A., De Grandpré L., Gauthier S., Leduc A., Kneeshaw D., Claveau Y. et Bergeron Y. (2008). « *Comment les perturbations naturelles peuvent-elles constituer un guide pour l'aménagement forestier écosystémique* » dans Gauthier S., Vaillancourt M.-A., Leduc A. et al., Aménagement écosystémique en forêt boréale. Presse de l'Université du Québec. p.41-60.
- Veilleux-Nolin M. and Payette S. (2012) Influence of recent fire season and severity on black spruce regeneration in spruce–moss forests of Quebec, Canada. Canadian Journal of Forest Research. 42: 1316-1327.
- Viglas J.N., Brown C.D. and Johnstone J.F. (2013) Age and effects on seed productivity of northern black spruce. Canadian Journal of Forest Research. 43: 534-543.

Annexe 1 : Métadonnées des photographies aériennes utilisées

Tableau 20 : Métadonnées des photographies aériennes de 1948 à 1970 utilisées pour la photo-interprétation de l'historique des perturbations.

Numéro du rouleau	Numéro de la photo	Échelle	Date d'acquisition
A11705	340, 390 et 391	1 : 35 000	1948-09-24
A12473	429	1 : 40 000	1950-05-19
A220	158 à 164	1 : 15 840	1959-07-21
A255	154 à 159	1 : 15 840	1959-09-09
A258	62 à 64	1 : 15 840	1959-09-30
A262	144 à 146	1 : 15 840	1959-10-07
A286	7	1 : 15 840	1960-07-16
Q67139	206 et 207	1 : 15 840	1967
Q69120	194 à 200	1 : 15 840	1969-07-22
Q69142	86 à 91	1 : 15 840	1969-10-05
Q69139	183 et 185	1 : 15 840	1969
Q70806	27 et 28	1 : 15 840	1970-06-14

Annexe 2 : Exemple de photographies aériennes de 1959 et 1969

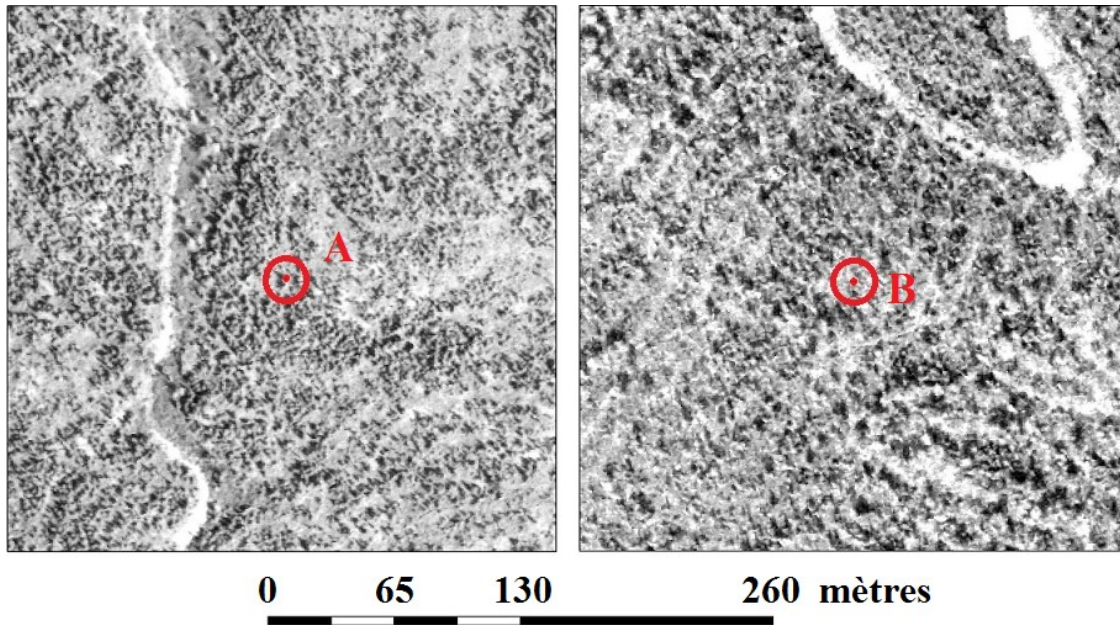


Figure 13 : Photographies aériennes de 1959 représentant des coupes pratiquées à cette époque. La cible rouge indique la position d'une placette d'échantillonnage. A : $49^{\circ}24'39.48''$, $-74^{\circ}06'43.82''$. B : $49^{\circ}27'01.80''$, $-74^{\circ}03'01.05''$.

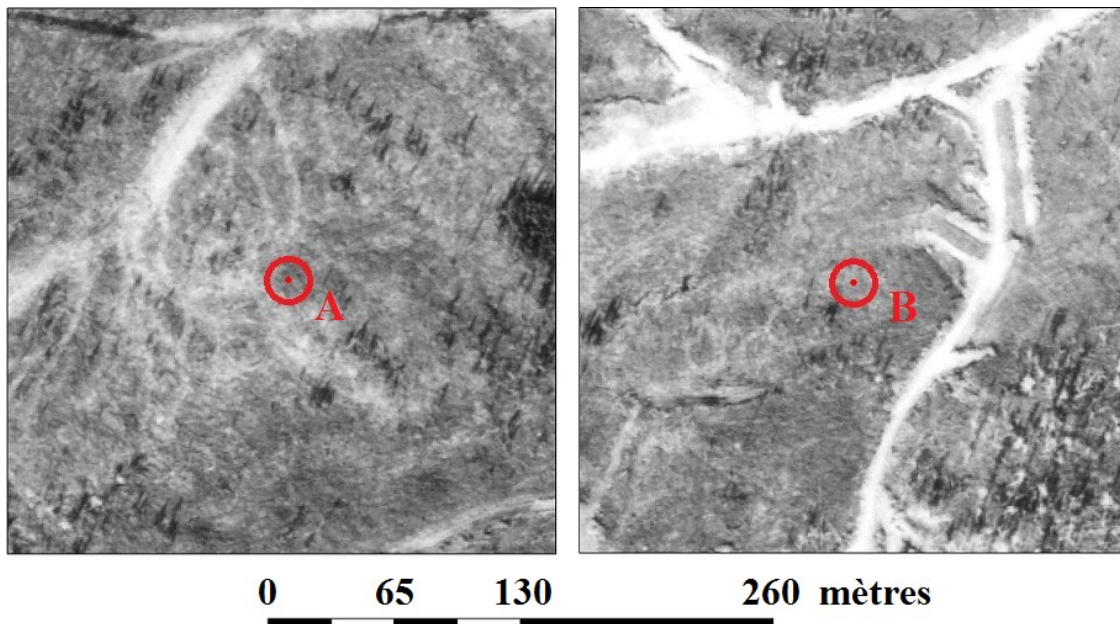


Figure 14 : Photographies aériennes de 1969 illustrant la coupe de récupération de brûlis effectué en 1963. La cible rouge indique la position d'une placette d'échantillonnage. A : $49^{\circ}24'45.35''$, $-74^{\circ}01'46.54''$. B : $49^{\circ}24'44.59''$, $-74^{\circ}01'11.38''$.

Annexe 3 : Résultats de tests de Nemeny

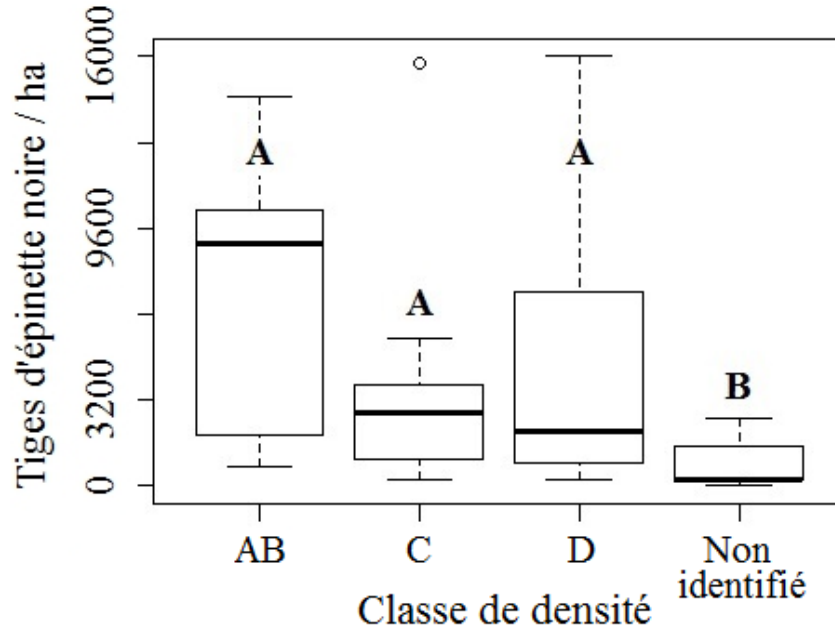


Figure 15 : Distribution de la régénération de l'épinette noire en 2014 à la suite du feu de 2005 en fonction des *Classes de densité*. Lettre A-B : Test de comparaison non paramétrique des distributions statistiques (Nemenyi).

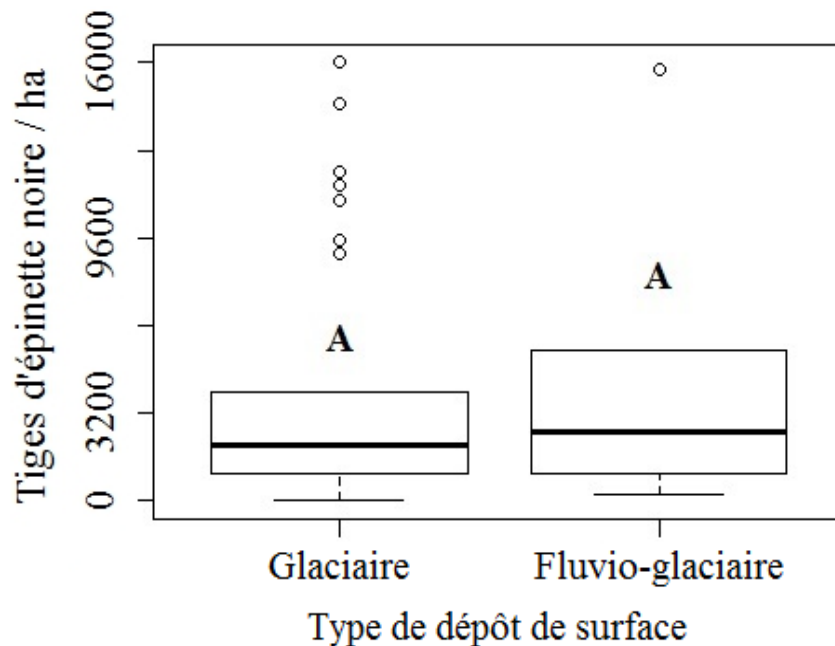


Figure 16 : Distribution de la régénération de l'épinette noire en 2014 à la suite du feu de 2005 en fonction du *Dépôt de surface* des peuplements. Lettre A : Test de comparaison non paramétrique des distributions statistiques (Nemenyi).

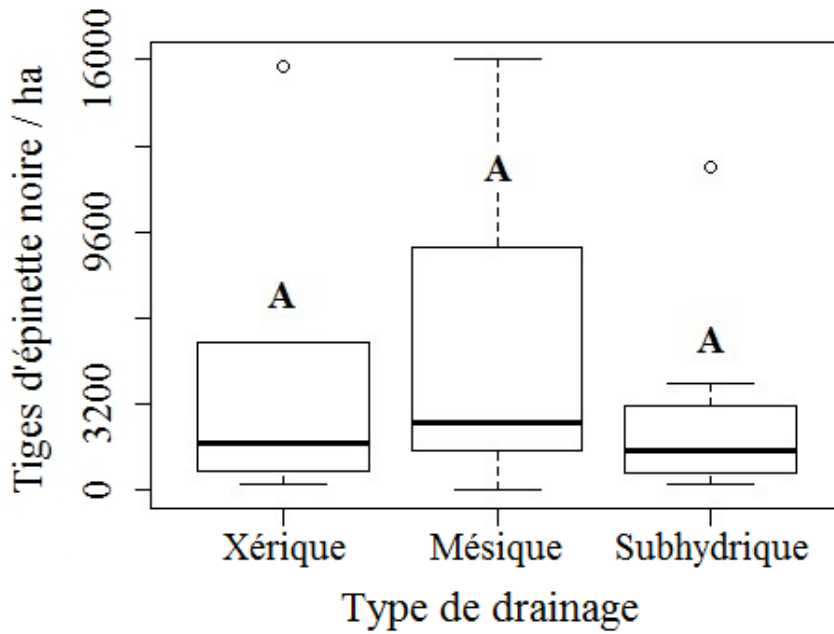


Figure 17 : Distribution de la régénération de l'épinette noire en 2014 à la suite du feu de 2005 en fonction du type de *Drainage* des peuplements. Lettre A : Test de comparaison non paramétrique des distributions statistiques (Nemenyi).

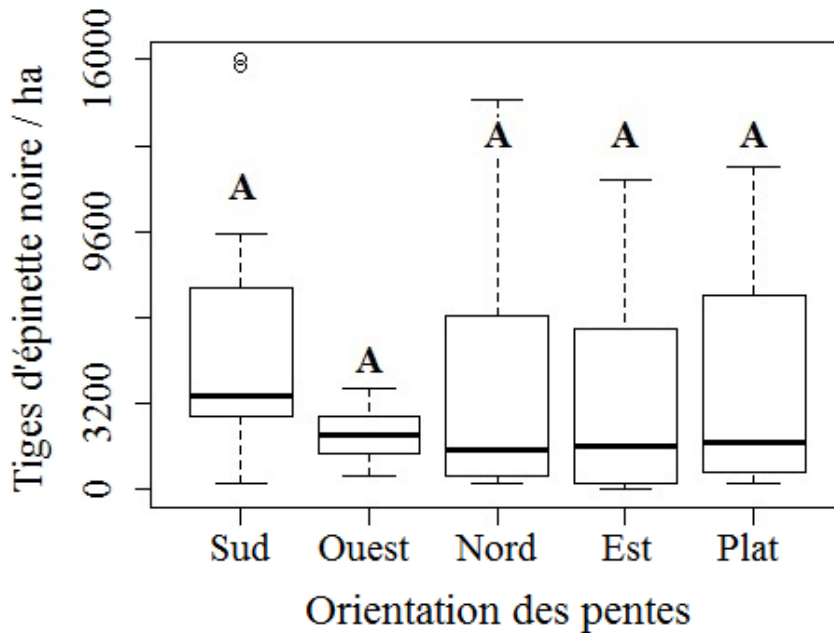


Figure 18 : Distribution de la régénération de l'épinette noire en 2014 à la suite du feu de 2005 en fonction de l'*Orientation des pentes*. Lettre A : Test de comparaison non paramétrique des distributions statistiques (Nemenyi).

Annexe 4 : Résultats des validations croisées

Tableau 21 : Biais et précision globale et selon la régénération prédite de la validation croisée du modèle 19a (*Végétation potentielle, Âge moyen et MOR*).

Régénération prédite	Biais	Précision	Nombre d'échantillons
Global	-44	2 951	42
[- ∞ : 1 000]	977	1 368	8
]1 000 : 2 500]	-102	1 057	9
]2 500 : 5 500]	-914	2 548	13
]5 500 : + ∞]	261	4 622	12

Tableau 22 : Biais et précision globale et selon la régénération prédite de la validation croisée du modèle 24c (*Végétation potentielle, Sphaignes et dNBR (EI)*).

Régénération prédite	Biais	Précision	Nombre d'échantillons
Global	32	3 137	42
[- ∞ : 1 000]	1 060	1 467	12
]1 000 : 2 500]	689	1 058	5
]2 500 : 5 500]	-1 595	3 288	15
]5 500 : + ∞]	908	4 689	10

Tableau 23 : Biais et précision globale et selon la régénération prédite de la validation croisée du modèle 23a (*Végétation potentielle, Sphaignes et Âge moyen*).

Régénération prédite	Biais	Précision	Nombre d'échantillons
Global	-35	2 982	42
[- ∞ : 1 000]	830	1 365	11
]1 000 : 2 500]	71	1 009	8
]2 500 : 5 500]	-1 571	2 961	10
]5 500 : + ∞]	347	4 447	13

Tableau 24 : Biais et précision globaux et selon la régénération prédite de la validation croisée du modèle 22a (*Végétation potentielle, Sphaignes et Âge moyen*).

Régénération prédite	Biais	Précision	Nombre d'échantillons
Global	-43	3 050	42
[- ∞ : 1 000]	1 031	1 444	12
]1 000 : 2 500]	-450	1 111	7
]2 500 : 5 500]	-1 637	3 041	10
]5 500 : + ∞]	412	4 511	13

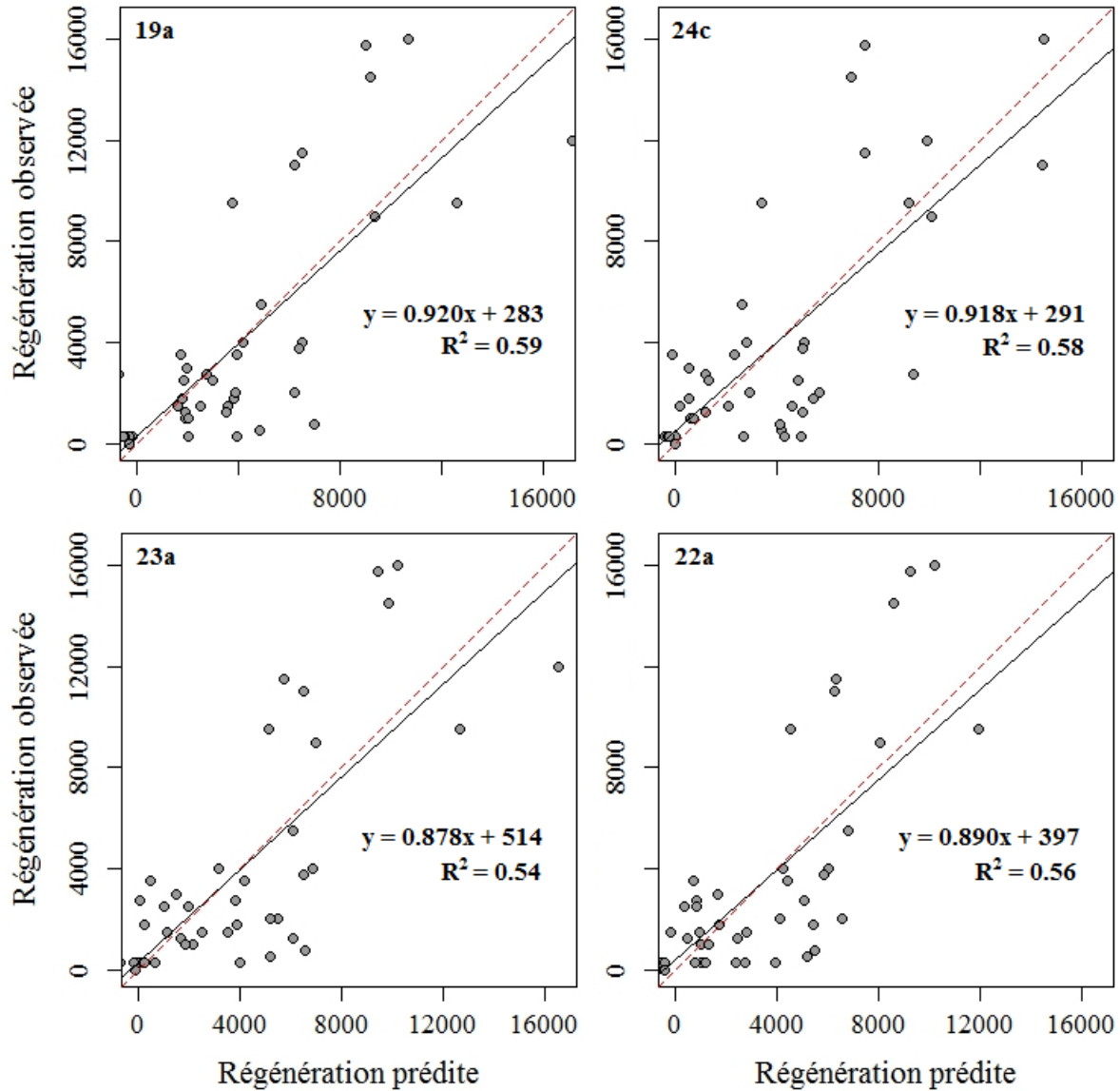
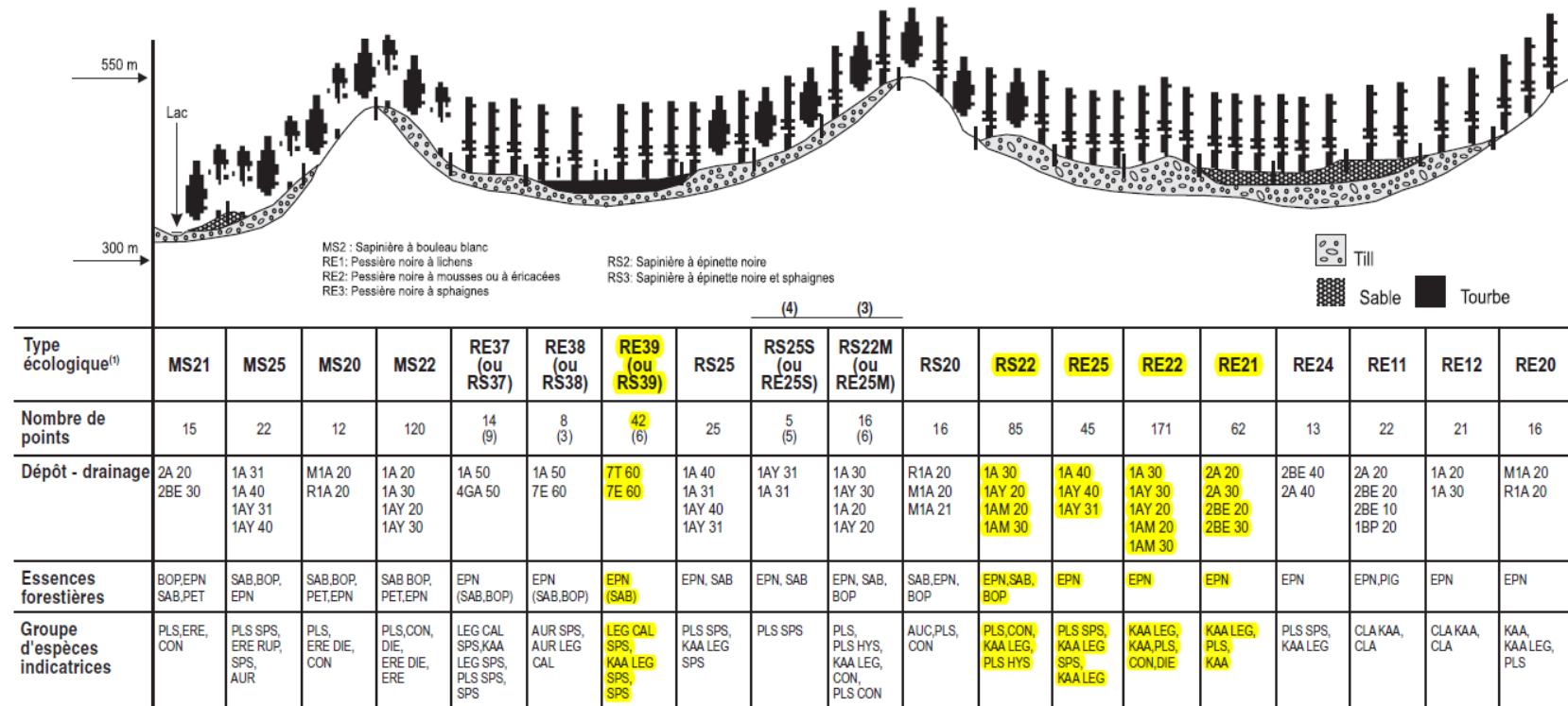


Figure 19 : Ligne noire : Régénération observée en fonction de la régénération prédite par validation croisée du modèle 19a (*Végétation potentielle, Cime et Sphaigne*), 24c (*Végétation potentielle, Âge moyen et MOR*), 23a (*Végétation potentielle, Sphaignes et dNBR*) et 22a (*Végétation potentielle, Sphaignes et Âge moyen*). Ligne pointillé : Pente = 1 et ordonnée à l'origine = [0:0].

Annexe 5 : Sère physiographique



- (1) Sur certaines positions topographiques et combinaisons dépôt-drainage, il est possible d'observer plusieurs végétations potentielles (ex.: RS2 et RE2). Certains peuplements qu'on associe à une végétation potentielle lors du traitement des données peuvent, en réalité, appartenir à un autre type de végétation potentielle. Il faut alors être attentif sur le terrain aux critères qui permettent de bien les distinguer, notamment la composition en essences du peuplement, et on doit souvent pour ce faire analyser les milieux physiques environnants avant de trancher la question.
- (2) Sur un total de 831 points d'observation. Les types écologiques MS23, MS24, MS26, RE10, RE12P, RE13, RE21P, RE23, RE23P, RE25P, RE25S, RE26, RS21, RS22P, RS23, RS24, RS24P, RS26, RS26S et RS37 ne figurent pas sur la sère.
- (3) Type écologique observé lorsque la latitude est < 50° 30', sur des pentes ≥ 16 % et de pente arrière ≥ 100 m.
- (4) Type écologique observé lorsque la latitude est < 50° 30', sur des pentes ≥ 9 % et de pente arrière ≥ 100 m.

Figure 20 : Sère physiographique de la région écologique du Coteau de la rivière Nestaocano. Tiré de Blouin et Berger (2004).